

316

Jaana Sorvari ja Riina Antikainen (toim.)

Katsaus pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan nykykäytäntöihin

ISBN 952-11-1909-8(PDF)
ISSN 1455-0792

Julkaisu on saatavissa vain internetistä:
www.ymparisto.fi/SYKE > Julkaisut > Monistesarja

Helsinki 2004

ALKUSANAT

Suomen ympäristökeskuksen, Helsingin yliopiston, Tampereen yliopiston ja Tampereen alueellisen työterveyslaitoksen yhteistyönä käynnistettiin syksyllä 2003 Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE) –hanke. Hanke kuuluu Ympäristöklusterin tutkimusohjelmaan ja se jatkuu v. 2005 loppuun asti. Hankkeen tavoitteena on tuottaa tietoa siitä, miten pilaantuneiden alueiden kunnostaminen ja muut riskinhallintaratkaisut voidaan tehdä mahdollisimman ekotehokkaasti. Ekotehokkuudella tarkoitetaan sitä, että käyttämällä mahdollisimman vähän resursseja tuotetaan mahdollisimman suuret ympäristö-, taloudelliset sekä muut hyödyt.

Hanke käynnistyi esiselvitysvaiheella. Esiselvityksessä tarkasteltiin pilaantuneiden maa-alueiden (sis. maaperän ja pohjaveden) riskinhallinnan nykytilannetta ja ekotehokkuuden toteutumista. Lisäksi tunnistettiin mahdollisia ongelmia nykykäytännöissä ja tiedontarpeita. Esiselvitys tehtiin lähinnä kirjallisuuden ja asiantuntijahaastatteluiden avulla. Suomalaisia käytäntöjä selvitettiin käymällä läpi kymmeneen suomalaiseen pilaantumistapaukseen liittyvää aineistoa. Esiselvitysvaiheessa järjestettiin myös sidosryhmäseminaari, johon osallistui noin 40 pilaantuneiden maa-alueiden asiantuntijaa. Esiselvityksen ja seminaarin tavoitteena oli tunnistaa kriittiset ekotehokkuuden tekijät, jotka tulisi ottaa huomioon pilaantuneen maa-alueen riskinhallintaan liittyvässä päätöksenteossa. Esiselvityksen ja seminaarin tuloksia hyödynnettiin hankkeen jatkosuunnitelman täsmentämisessä. Tähän raporttiin on koottu esiselvityksen ja sidosryhmäseminaarin tulokset.

Raportin kirjoittamiseen ovat osallistuneet Riina Antikainen, Juhani Gustafsson, Teija Haavisto, Anna-Liisa Kivimäki, Marja-Leena Kosola, Suvi Ruuska ja Jaana Sorvari Suomen ympäristökeskuksesta, Markku Ollikainen ja Elina Utriainen Helsingin yliopistosta ja Pekka Hokkanen Tampereen yliopistosta. Raporttiluonnosta ovat kommentoineet muut PIRRE-projektin sekä ohjausryhmän jäsenet. Tekijät kiittävät hankkeen ohjausryhmää sekä kaikkia sidosryhmäseminaariin osallistuneita ja esiselvitykseen materiaalia toimittaneita tahoja avusta ja arvokkaasta työpanoksesta hankkeen toteuttamisessa.

Helsingissä joulukuussa 2004

Tekijät

SISÄLLYSLUETTELO

ALKUSANAT	3
SISÄLLYSLUETTELO	5
TERMIT JA LYHENTEET	8
1. JOHDANTO	10
2. KUNNOSTAMISEEN JA MAA-AINESTEN LOPPUSIJOITTAMISEEN LIITTYVÄT OHJAUSKEINOT (Suvi Ruuska ja Jaana Sorvari).....	12
2.1 Johdanto	12
2.2 Oikeudellinen ohjaus Euroopassa	12
2.3 Oikeudellinen ja hallinnollinen ohjaus Suomessa	13
2.3.1 Yleistä	13
2.3.2 Vastuu kunnostamisesta	13
2.3.3 Hallinnollisista menettelyistä	14
2.3.4 Pilaantuneisuuden ja kunnostuksen tavoitetasen määrittelystä	15
2.3.5 Kunnostus- ja käsittelymenetelmien valintaa koskevasta sääntelystä	16
2.3.5.1 Kunnostusmenetelmän valinta	16
2.3.5.2 Pilaantuneiden maa-ainesten hyödyntäminen ja loppusijoitus	17
2.3.6 YVA-lain mukainen ympäristövaikutusten arviointi	18
2.4 Päätöksenteko Suomessa (esimerkkikohteiden tarkastelu)	19
2.5 Taloudellinen ohjaus	20
2.5.1 Käytäntöjä eri maissa	20
2.5.2 Käytännöt Suomessa	21
2.6 Tiedollinen ohjaus	22
2.7 Yhteenveto ja kehittämistarpeet	23
3. KUNNOSTAMISEN TALOUS: TEORIAA JA SUOMALAISTA KÄYTÄNTÖÄ (Markku Ollikainen, Elina Utriainen ja Marja-Leena Kosola)	25
3.1 Johdanto	25
3.2 Kunnostuksen talous ympäristölainsäädännössä	25
3.3 Kustannushyötyanalyysi maaperän ja pohjavesien kunnostuksessa	26
3.4 Kustannus- ja hyötyerien määrittelystä	28
3.4.1 Kunnostuksen hyödyt	28
3.4.2 Kunnostuksen kustannukset	28
3.4.3 Aika ja epävarmuus hyötyjen ja kustannusten arvioinnissa	29
3.5 Kunnostuksen kustannusten ja hyötyjen käsittely esimerkkitapauksissa	30
3.6. Yhteenveto	31
4. YMPÄRISTÖ- JA TERVEYSRISKIEN ARVIOINTIMENETTELYT (Jaana Sorvari)	32
4.1 Johdanto	32
4.2 Käytännöt muissa maissa	32
4.3 Hyväksyttävistä riskitasoista	33
4.4 Viime aikojen tärkeimmät tutkimusteemat	34
4.5 Tilanne Suomessa: esimerkkikohteiden tarkastelu	35
4.5.1 Päätöksenteossa vaikuttavat tekijät	35
4.5.2 Käytetyt päätöksenteon "apuvälineet"	35
.....	5

4.5.3 Päätöksenteon perusteet: riskien luonnehdinta ja hyväksyttävä riskitaso.....	37
4.6 Yhteenveto ongelmakohdista ja kehittämistarpeista.....	38

5. KUNNOSTUSMENETELMÄT JA NIIDEN YMPÄRISTÖVAIKUTUSTEN TARKASTELU (Riina Antikainen, Anna-Liisa Kivimäki ja Juhani Gustafsson).....	41
5.1 Johdanto	41
5.2 Maaperän kunnostusmenetelmät.....	41
5.3 Pohjaveden kunnostusmenetelmät	42
5.4 Elinkaariarviointi pilaantuneiden maa-alueiden kunnostuksen arvioinnissa	43
5.4.1 Elinkaariarvioinnin periaate	43
5.4.2 Ruotsalainen LCA -tarkastelu.....	44
5.4.3 Kanadalaiset tutkimukset	44
5.4.4 Saksalainen UvA.....	44
5.4.5 Hollantilainen REC	45
5.4.6 REC ja UvA –menetelmien vertailu	46
5.5 Tilanne Suomessa: esimerkkikohteiden tarkastelu	46
5.5.1 Maaperän kunnostusmenetelmät ja ympäristövaikutusten tarkastelu.....	46
5.5.2 Pohjavesien tutkimus- ja kunnostusmenetelmät	47
5.6 Yhteenveto tiedontarpeista ja ongelmista nykykäytännöissä.....	49

6. OSALLISTUMINEN PÄÄTÖKSENTEKOON JA RISKIViestintä (Pekka Hokkanen ja Teija Haavisto)	50
6.1 Osallistuminen ja keskeiset toimijat maa-alueiden pilaantumistapauksissa	50
6.1.1 Yleisiä havaintoja suunnittelu- ja päätöksentekoprosesseista.....	50
6.1.2 Päätöksentekoprosessien toimijat ja osallistumisympäristöt	50
6.1.3 Kansalaisten osallistumisen ja kuulemisen järjestäminen	51
6.1.4 Kansainvälisiä kokemuksia osallistumisesta	52
6.2 Riskiviestintä maa-alueiden pilaantumistapauksissa	52
6.2.1 Riskiviestinnän määritelmä.....	52
6.2.2 Riskiviestinnällä saavutettavat hyödyt.....	53
6.2.3 Riskiviestinnän ohjeet ja toteutus	53
6.2.4 Riskiviestintä esiselvityksen esimerkkitapauksissa	54
6.3 Jatkotyössä huomioon otettavia asioita.....	54

7. YHTEENVETO	56
----------------------------	-----------

TIIVISTELMÄ	59
--------------------------	-----------

LÄHTEET	60
----------------------	-----------

LIITTEET

KUVAILULEHTI

PRESENTATIONSBLAD

DOCUMENTATION PAGE

TERMIT JA LYHENTEET

ADI	acceptable daily intake eli sallittu päivittäisannos (ihmiselle), joka on vielä haitaton
BAT	best available technology eli paras käyttökelpoinen tekniikka
bioremediaatio	kunnostaminen biologisin menetelmin
brownfield	alueeltaan laaja, usein hylätty tai vajaakäytöllä oleva entinen teollisuus- tms. alue, ei kuitenkaan välttämättä pilaantunut maa-alue, vastakohta "greenfield"
CBA	cost-benefit analysis eli kustannushyötyanalyysi
CEA	cost effectiveness analysis eli kustannustehokkuusanalyysi
CLARINET	Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies
<i>Ex situ</i>	muualla kuin paikan päällä
DDT	dichlorodiphenyltrichloroethane
Deterministinen	menettely, jossa oletetaan ehdoton syy-seuraussuhde (kausaliteetti); deterministinen riskinarviointi tuottaa tuloksena piste-estimaatin ts. yksittäisen lukuarvon
ERA	environmental risk assessment tai ecological risk assessment eli ympäristöris-kin arviointi (päätosanalyysi) tai ekologinen riskinarviointi (pilaantuneen alu- een riskinarviointi)
fytoimediaatio	kunnostaminen kasvien avulla
<i>In situ</i>	paikallaan
JA	jäteasetus
JHL	jätehuoltolaki
JäteL	jätelaki
kunnostaminen	kunnostamisella tarkoitetaan tässä samaa kuin ympäristönsuojelulaissa puhdis- tamisella (HE 84/1999, s. 82); kunnostamiseksi katsotaan sekä aktiiviset haitta- aineiden poistotoimenpiteet että esim. valvottu alueen luontainen puhdistumi- nen, alueen käytön rajoittaminen esim. eristämällä ja alueen tilan tarkkailu
LCA	life cycle assessment eli elinkaariarviointi
maa-alue	maaperä sisältäen alapuolisen pohja- ja vajoveden
MAUT	multi-attribute utility theory eli monitavoitteinen hyötyteoria
MAT	multi-attribute techniques eli monitavoitteiset tekniikat
MAVT	multi-attribute value theory eli monitavoitteinen arvoteoria
MCA	multi-criteria analysis eli monikriteerianalyysi
(M)NA	(monitored) natural attenuation eli (monitoroitu) luontainen puhdistuminen (MLP)
MRL	minimal risk level eli annos/pitoisuus, joka vastaa suurinta sallittua, vielä tur- valliseksi katsottua riskitasoa
NICOLE	Network of Industrially Contaminated Land in Europe
probabilistinen	todennäköisyyksiin perustuva; probabilistinen riskinarviointi tuottaa tuloksena riskiluvun jakauman
PAH	polyaromatic hydrocarbon eli polyaromaattinen hiilivety
PCB	polychlorinated biphenyl eli polykloorattu hiilivety
PCDD/PCDF	polychlorinated dibenzo- <i>p</i> -dioxin/polychlorinated dibenzofuran; arkikielessä yleisesti "dioksiinit"
PIMA	pilaantuneet maa-alueet
PIMAPO	pilaantuneet maat ja pohjavedet
POP-yhdisteet	persistent organic pollutants eli pysyvät orgaaniset yhdisteet; näitä ovat mm. PCDD- ja PCDF-yhdisteet, PCBt ja eräät torjunta-aineet esim. DDT
puhdistaminen	ks. kunnostaminen
RA	riskinarviointi

RfD/RfC	reference dose/concentration eli referenssiannos/pitoisuus; annos/pitoisuus joka ei vielä aiheuta haitallisia terveysvaikutuksia
pilaantunut maa-alue	pilaantunut maaperä mukaan lukien pohjavesi ja vajovesi
SAMASE	saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti (toteutettiin vuosina 1989-1994)
TDI	tolerable daily intake eli annostaso; annos, joka ei vielä aiheuta haitallisia terveysvaikutuksia
TEF	toxicity equivalence factor eli toksisuusekvivalenttikerroin
vaaraosamäärä	hazard quotient, HQ; riskin suuruutta kuvaava piste-estimaatti, joka saadaan suhteuttamalla haitta-aineen pitoisuus/annos sallittuun eli vielä turvalliseksi katsottuun pitoisuuteen/annokseen
YSA	ympäristönsuojeluasetus
YSL	ympäristönsuojelulaki
YVA	ympäristövaikutusten arviointi

1. JOHDANTO

Maaperän pilaantuminen on kohtalainen ympäristöongelma Suomessa. Pilaantunut maaperä aiheuttaa usein myös pohjaveden pilaantumisriskin. Ympäristöhallinnon selvitysten mukaan maassamme on jopa 20 000 kohdetta, joissa maaperä ja/tai pohjavesi saattaa olla pilaantunut (Suomen ympäristökeskus, julkaisematon). Viimeisten 15 vuoden aikana on kunnostettu yli 1 500 pilaantunutta maa-aluetta¹. Varoja tähän on käytetty arviolta yli 200 miljoonaa euroa. Yleisin kunnostusmenetelmä on ex situ – käsittely, jossa pilaantunut maamassa kaivetaan ylös ja käsitellään muualla.

Kiire ohjaa käytännössä usein pilaantuneita maa-alueita koskevia päätöksiä. Muut pääasialliset päätöksentekoon vaikuttaneet tekijät eri Euroopan maissa, Suomi mukaan lukien, ovat olleet riskinhallintatoimien kustannukset, joustavuus ja tekninen toteuttamiskelpoisuus, suunniteltu maankäyttö, ihmisten terveyden suojeleminen ja ympäristönsuojelu (Bardos ym. 2003). Näistä kustannukset ja toteuttamiskelpoisuus ovat olleet tärkeimmät. Muita ympäristövaikutuksia on otettu yleensä huomioon vasta näiden jälkeen. Muutamia poikkeuksia lukuun ottamatta (esim. saksalaiset elinkaariselvitykset) ei käytännössä ole tarkasteltu kaikkia kunnostuksen elinkaaren aikaisia vaikutuksia, kuten maamassan kuljetuksen aikaisia ja loppusijoituksesta aiheutuvia päästöjä. Toissijaisten, kestävä kehityksen, ympäristöllisen tai taloudellisen hyödyn ja sosiaalisten ja yhteiskunnallisten tekijöiden arvioimiseksi ei ole olemassa objektiivisia menettelyjä.

Riskinhallintaratkaisuja koskevan päätöksenteon tueksi on kehitetty erilaisia päätösanalyttisiä menetelmiä ja työkaluja. Eri Euroopan maissa pilaantuneisiin kohteisiin liittyvässä päätöksenteossa on käytetty näistä seuraavia (Bardos ym. 2003):

- ympäristöriskin arviointi (Environmental Risk Assessment, ERA)
- monikriteerianalyysi (Multi-Criteria Analysis, MCA)
- monitavoitteiset tekniikat (Multi-Attribute techniques, MAT), kuten monitavoitteinen hyötyteoria (Multi-Attribute Utility Theory, MAUT) ja monitavoitteinen arvoteoria (Multi-Attribute Value Theory, MAVT)
- kustannus-hyötyanalyysi (Cost-Benefit Analysis, CBA)
- kustannustehokkuusanalyysi (Cost Effectiveness Analysis, CEA)
- elinkaariarviointi (Life Cycle Assessment, LCA).

Liitteessä 1 on lueteltu käytännön esimerkkejä näiden menetelmien soveltamisesta. Pyrittäessä pilaantuneiden maa-alueiden ekotehokkaaseen ja kestävä kehityksen periaatteiden mukaiseen hallintaan käyttökelpoisia päätöksenteon työkaluja ovat edellä mainittujen lisäksi ympäristövaikutusten arviointi, sosiaalisten vaikutusten arviointi, terveysvaikutusten arviointi, kustannus-hyötyanalyysi, ympäristöauditointi, kestävä kehityksen toteutumisen arviointi ("sustainability appraisal"), sidosryhmäanalyysi ja erilaiset osallistumistekniikat ("engagement techniques") (Pollard ym. 2004).

Ekotehokkuus ei ole menetelmä eikä työkalu, vaan pikemminkin ajatusmalli tai toimintastrategia, jonka perusta on luonnonvarojen tuottavuuden lisäämisessä ja hyvinvoinnin sekä elämän laadun kohottamisessa. Ekotehokkuutta on muun muassa OECD:ssä havainnollistettu yksinkertaistetulla yhtälöllä:

Ekotehokkuus = Hyödyt/Panokset.

Ekotehokkuus siis lisääntyy, kun saatujen hyötyjen määrä suhteessa käytettyihin panoksiin kasvaa.

¹ pilaantuneella maa-alueella tarkoitetaan tässä raportissa maaperää, sisältäen alapuolisen pohja- ja vajaveden

Ekotehokkuus ymmärretään käytännössä suppeammaksi kuin kestävän kehityksen käsite. Ekotehokkuuteen voidaan liittää ekologisen ja taloudellisen ulottuvuuden lisäksi sosiaalinen ulottuvuus, jolloin tullaan lähelle kestävän kehityksen määritelmää. Esimerkiksi World Business Council for Sustainable Development on alun perin esittänyt, että "Ekotehokkuus saavutetaan tuottamalla hyvinvointia lisääviä, kilpailukykyisesti hinnoiteltuja tuotteita ja palveluja, samalla koko ajan vähentäen niiden elinkaaren aikaista ekologista vaikutusta ja materiaali-intensiteettiä vähintään tasolle, joka vastaa maapallon kantokykyä."

Keinoja ekotehokkuuden lisäämiseksi ovat mm. materiaalien käytön vähentäminen, energiariippuvuuden vähentäminen, haitallisten aineiden käytön vähentäminen, materiaalien kierrätettävyyden lisääminen ja luonnonvarojen kestävän käytön maksimointi. Ekotehokkuutta on tutkittu useissa eri yhteyksissä ja eri toimialoilla, mutta pilaantuneiden alueiden riskinhallintaan liittyen sitä ei ole Suomessa tiettävästi tarkasteltu.

Vuoden 2003 lopulla käynnistettiin Suomen ympäristökeskuksen johdolla hanke, jonka tavoitteena on edistää ekotehokkuuden toteutumista pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnassa. Tässä ns. PIRRE (Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus) –hankkeessa:

- tuotetaan tietoa pilaantuneen maaperän ja pohjaveden eri riskinhallintaratkaisuksista ja erilaisten riskien ja vaikutusten arviointimenetelmistä,
- tarkastellaan pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisuihin liittyvien taloudellisten, oikeudellishallinnollisten ja tiedollisten ohjauskeinojen kehittämistarpeita,
- selvitetään päätöksenteon eri vaiheissa vaikuttavia tekijöitä ja sidosryhmiä sekä näiden välistä vuorovaikutusta ja
- laaditaan pilaantuneiden alueiden päätöksenteon tukijärjestelmä.

Tähän raporttiin on koottu yhteenveto hankkeen esiselitysvaiheesta, jossa käytiin läpi kymmeneen suomalaiseen pilaantuneeseen kohteeseen liittyvä kirjallinen aineisto sekä aihepiiriin liittyvää kansainvälistä kirjallisuutta. Esimerkkitaupaukset pyrittiin valitsemaan siten, että ne edustavat yleisimpiä Suomessa esiin tulleita kohdetyyppejä. Aineistoa täydennettiin osin asiantuntijahaastatteluilla. Keväällä 2004 järjestettiin hankkeeseen liittyvä sidosryhmäseminaari, jonka kooste on raportin liitteenä (3). Raportti on jaettu itsenäisiin, pilaantuneiden maa-alueiden päätöksenteon kannalta keskeisiin aihekokonaisuuksiin. Näissä ovat teemoina ohjauskeinot, taloudellisten vaikutusten arviointi, ympäristö- ja terveysriskien arviointi, kunnostusmenetelmät ja niiden ympäristövaikutusten arviointi sekä osallistuminen ja viestintä.

2. KUNNOSTAMISEEN JA MAA-AINESTEN LOPPUSIJOITTAMISEEN LIITTYVÄT OHJAUSKEINOT

Suvi Ruuska ja Jaana Sorvari

2.1 Johdanto

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamista ja pilaantuneiden maamassojen loppusijoittamista ohjataan oikeudellisilla, taloudellisilla ja tiedollisilla ohjauskeinoilla. Seuraavassa on käyty pääpiirteissään läpi ohjauksen merkitystä ekotehokkuuden toteuttamisen kannalta.

PIRRE-tapausaineistoa tarkasteltiin ensisijaisesti oikeudellisen ohjauksen näkökulmasta. Pääpaino oli lupa- ja ilmoituspäätöksissä ja YVA-lausunnoissa. Lupa- ja ilmoituspäätöksiä arvioitiin ekotehokkuusnäkökulmasta ja kiinnitettiin huomiota siihen, otetaanko päätöksissä huomioon paras käyttökelpoinen tekniikka (BAT-periaate). Lisäksi tarkasteltiin jätteen vähentämiseen, hyötykäyttöön ja maamassojen sijoittamisen ohjaamiseen liittyviä toimia sekä maamassojen pilaantuneisuuden arvioinnin käytäntöjä.

2.2 Oikeudellinen ohjaus Euroopassa

Vain harvoissa Euroopan maissa on säädetty nimenomaista pilaantunutta maaperää ja sen kunnostamista koskevaa lainsäädäntöä (Ferguson 1999; Prokop ym. 2000). Useimmissa maissa pilaantuneet maa-alueet kuuluvat yleisen ympäristönsuojelulainsäädännön, jätelainsäädännön tai pohjavesiä koskevan sääntelyn soveltamisalaan. Vastuu pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisesta perustuu Euroopan maissa tavallisesti aiheuttamisperiaatteeseen. Lainsäädännöissä on myös usein omaksuttu varovaisuusperiaate ja kunnostustarpeen arviointi riskinarvioinnin perusteella. Pilaantuneen maa-alueen kunnostamiseen ja maamassojen käsittelyyn vaaditaan yleensä viranomaisen lupa. (Ferguson 1999; Prokop ym. 2000)

EU:n jätteitä koskevassa lainsäädännössä maa- ja kiviainekset, maaperän ja pohjaveden kunnostamisessa syntyvät lietteet sekä nestemäiset ja kiinteät jätteet määritellään jätteeksi. Suomessa jäteluettelon sisältävä direktiivi on saatettu voimaan erillisellä, 22.11.2001 annetulla ympäristöministeriön asetuksella (N:o 1129). Käytännössä pilaantuneiden maa-ainesten määrittely jätteeksi on osin vaikeuttanut niiden hyödyntämistä sekä meillä että muissa Euroopan maissa (CABERNET-kokous suullinen tieto, Erfurt 4.12.2003). Esim. Hollannissa on suunnitteilla uusia hallinnollisia mekanismeja, joilla helpotettaisiin pilaantuneiden maa-ainesten hyödyntämistä etenkin paikan päällä ts. kunnostettavassa kohteessa (Van Ree, 2003). Ainakin Hollannissa, Tanskassa ja Belgian Flaamin alueella on olemassa erityisiä säädöksiä koskien pilaantuneiden maa-ainesten hyödyntämistä maarakentamisessa (Sorvari 2000; Vrancken & Laethem 2000). Näissä säädöksissä on mm. määrätty sallitut käyttökohteet ja maa-ainesten sisältämien ja niistä liukenevien haitallisten aineiden raja-arvot, jotka eivät saa ylittyä.

2.3 Oikeudellinen ja hallinnollinen ohjaus Suomessa

2.3.1 Yleistä

Suomessa ei ole säädetty erillistä pilaantuneiden maa-alueiden kunnostamista koskevaa lakia. Kunnostushankkeisiin sovelletaan pääasiallisesti ympäristönsuojelulakia (YSL 86/2000), jätehuoltolainsäädäntöä eli jätehuoltolakia (JHL 673/1978) ja jätelakia (JäteL 1072/1993).

Ympäristönsuojelulaissa on maaperän pilaamisen kieltävä säännös (YSL 7 §) sekä säännöksiä pilaantuneen maaperän puhdistamisesta (YSL 12 luku). Ympäristönsuojelulaissa kielletään myös pohjaveden pilaaminen (YSL 8 §, VNp pohjavesien suojelemisesta eräiden ympäristölle tai terveydelle vaarallisten aineiden aiheuttamalta pilaantumiselta, 364/1994). Ympäristönsuojelulain 12 lukua pilaantuneen maaperän ja pohjaveden puhdistamisesta sovelletaan, jos pilaantuminen on tapahtunut jätelain voimaantulon 1.1.1994 jälkeen (L ympäristölainsäädännön voimaantulosta 22.1 §).

Ennen jätelain voimaantuloa pilaantuneiden maa-alueiden kunnostamiseen sovelletaan aikaisemmin voimassa ollutta jätehuoltolakia (77.2 §). Jätehuoltolakia sovelletaan myös kaatopaikkoihin ja muihin jätteiden käsittelypaikkoihin, joiden toiminta on päättynyt ennen 1.1.1994. Kunnostamista koskevan asian käsittelyssä ja menettelyssä noudatetaan kuitenkin aina ympäristönsuojelulakia (L ympäristölainsäädännön voimaantulosta 22.1 §). Edellä mainittujen säädösten lisäksi etenkin rakennus- ja maankäyttölaki (132/1999), kaivoslaki (503/1965), kemikaalilaki (744/1989), säteilylaki (230/1989) ja terveydensuojelulaki (763/1994) sisältävät yleisiä säännöksiä, joita voidaan joissakin tapauksissa soveltaa pilaantuneen maa-alueen kunnostukseen (Tuomainen 2001; Ruuska 2001).

Tarkistetussa valtakunnallisessa jätesuunnitelmassa vuoteen 2005 on asetettu pilaantuneiden maamassojen puhdistamista ja muuta käsittelyä koskevia tavoitteita. Suunnitelman mukaan tavoitteena on suosia sellaisia menetelmiä, joissa pilaantuneita maita ei kaiveta alueelta tai toteutetaan maamassan esikäsittely ja puhdistaminen pilaantuneella alueella. Voimakkaasti pilaantuneiden maamassojen esikäsittelyyn ja käsittelyyn tulisi käyttää kehittyneitä ja korkeatasoisia menetelmiä. Suunnitelmassa painotetaan lievästi pilaantuneiden, tavanomaisiksi jätteiksi katsottavien maa-ainesten hyötykäyttöä toteamalla, että tavoitteena on tällaisten massojen käyttäminen sellaiseenaan tai esikäsiteltynä toissijaisesti käyttötarkoituksiin kuten kaatopaikkojen peittämiseen.

Pohjavesiä ja niiden suojelua koskevia tavoitteita on asetettu valtioneuvoston periaatepäätöksessä vesiensuojelun tavoitteista vuoteen 2005. Periaatepäätöksen mukaan vesiensuojelussa tulee soveltaa parasta käyttökelpoista tekniikkaa, ympäristön kannalta parasta käytäntöä sekä varovaisuus- ja aiheuttaja maksaa -periaatteita. Pohjavesien pilaantumisen vaaraa aiheuttavat toiminnot tulee tarkastaa ja toteuttaa tarvittavat pohjavesien suojelutoimenpiteet. Vesien suojelun kannalta haitallisimmat pilaantuneet maa-alueet tulee päätöksen mukaan tutkia ja kunnostaa tapauskohtaisen harkinnan perusteella. Erityisesti huomiota tulee kiinnittää pohjavesialueiden suojelemiseen.

2.3.2 Vastuu kunnostamisesta

Vastuun kohdentumista koskeva lainsäädäntö määrittelee päätöksentekijän, jonka toimintaan kunnostamiseen liittyvillä ohjauskeinoilla voidaan vaikuttaa. Vastuukysymykset vaikuttavat myös siihen, kunnostetaanko pilaantunut maaperä tai pohjavesi. Epäselvissä vastuutilanteissa alue voi myös jäädä kunnostamatta. Epäselviä vastuutilanteita liittyy erityisesti ns. vanhoihin pilaantuneisiin alueisiin, jotka ovat pilaantu-

neet ennen jätehuoltolain voimaantuloa. Tällaisten alueiden osalta vastuulainsäädäntö on osittain puutteellista, eikä pilaantumisen aiheuttajaa saada aina vastuuseen. Valtaosa pilaantuneista alueista on juuri näitä ns. vanhoja pilaantuneita alueita.

Jätehuoltolain voimassaoloaikana (31.3.1979 - 31.12.1993) tapahtuneisiin maaperän pilaantumisiin sovelletaan aiheuttajan vastuun osalta jätehuoltolain roskaantuneen alueen puhdistamista (JHL 33 §) tai jätehuollon järjestämisvelvollisuutta koskevia säännöksiä (Ekroos 1994; Tuomainen 2001). Ennen vuotta 2000 pilaantuneen pohjaveden puhdistamisvastuu määräytyy puolestaan vesilain (264/1961) perusteella. Ympäristönsuojelulain voimaantulon jälkeen pilaantunutta pohjavettä koskevaan puhdistamisvastuuseen sovelletaan ympäristönsuojelulakia.

Vuonna 1994 tai sen jälkeen tapahtuneissa maaperän pilaantumistapauksissa vastuu määräytyy ympäristönsuojelulain perusteella. Ensijainen vastuu puhdistamisesta on pilaantumisen aiheuttajalla (YSL 75 §). Ympäristönsuojelulain mukaan toissijaisesti vastuussa on pilaantuneen alueen haltija, jos pilaantumisen aiheuttajaa ei saada selville tai tavoiteta taikka ei saada täyttämään velvollisuuttaan (YSL 75.2 §). Lisäksi alueen haltijan vastuun syntyminen edellyttää, että pilaantuminen on tapahtunut haltijan suostumuksella tai tämä on tiennyt taikka tämän olisi tullut tietää alueen pilaantumisesta sitä hankkiessaan (YSL 75.2 §). Alueen haltija vastaa samoin edellytyksin myös pilaantuneen pohjaveden puhdistamisesta, jos pilaantuminen on johtunut alueen maaperän pilaantumisesta.

Alueen haltija voi vapautua vastuusta, jos puhdistamisvelvollisuus on ilmeisen kohtuuton (YSL 75.2 §). Kohtuuttomuutta arvioitaessa on otettava huomioon pilaantumisen laajuus ja puhdistustoimien taloudellinen rasittavuus. Kunnan vastuu tulee kysymykseen vasta, kun edellä mainittuja vastuullisia ei voida velvoittaa tai heitä ei saada vastaamaan puhdistamisesta. Kunnan on tällöin selvitettävä maaperän puhdistamistarve ja puhdistettava maaperä (YSL 75.3 §).

2.3.3 Hallinnollisista menettelyistä

Pilaantuneen maa-alueen puhdistamiseen ja maa-aineksen käsittelyyn tarvitaan ympäristönsuojelulain mukainen ympäristölupa. Ympäristölupahakemuksen tulee sisältää tietyt seikat, joista säädetään tarkemmin ympäristönsuojeluasetuksessa (YSA 9 §). Lupahakemukseen tulee sisällyttää ekotehokkuuden kannalta keskeisiä tietoja kuten tiedot käytettävästä energiasta ja arvio sen käytön tehokkuudesta, arvio parhaan käytökelpoisen tekniikan soveltamisesta suunnitellussa toiminnassa, selvitys päästöjen vähentämistä ja puhdistamista koskevista toimista sekä selvitys toimista jätteiden määrän tai niiden haitallisuuden vähentämisestä, jätteiden hyödyntämisestä, jätteiden keräyksestä ja kuljetuksesta ja siitä, mihin jätteet on tarkoitus toimittaa hyödynnettäväksi tai käsiteltäväksi (Hollo 2001; Kuusiniemi 2001).

Pilaantuneen maa-alueen kunnostamisesta voidaan tietyin edellytyksin päättää ilmoitusmenettelyssä. Tällöin on tehtävä ilmoitus alueelliselle ympäristökeskukselle, joka tarkistaa täyttyvätkö ilmoitusmenettelyn edellytykset. Ilmoitusmenettelyä voidaan käyttää, jos 1) pilaantuneen alueen laajuus ja maaperän pilaantumisen aste on riittävästi selvitetty, 2) puhdistamisessa noudatetaan yleisesti käytössä olevaa hyväksyttävää puhdistusmenetelmää ja 3) toiminnasta ei aiheudu ympäristön muuta pilaantumista (YSL 78.2 §). Ilmoituksessa pilaantuneen maaperän puhdistamisesta tulee kuvata mm. käytettävä puhdistusmenetelmä, jätteiden käsittelymenetelmä sekä puhdistustyön suorittaminen (YSA 25 § 4-kohta) (Alanko & Järvinen 2001). Ilmoituksen johdosta annettavassa päätöksessä on arvioitava toiminnan vaikutukset ympäristöön ja esitettävä selvitykset ympäristöhaitoista (YSA 27.1 § 4-kohta).

Nykyisin suurin osa pilaantuneiden alueiden kunnostushankkeista käsitellään ilmoitusmenettelyssä (= 95 - 99 %) ja varsinaista ympäristölupamenettelyä sovelletaan

vain harvoin (Mäenpää 2002). Käytännössä ympäristölupamenettelyä on joissakin tapauksissa edellytetty silloin, kun kunnostamishankkeessa on tehty kohdekohtainen riskinarviointi, jonka perusteella on esitetty yleisestä pitoisuustasosta poikkeavia kunnostustavoitteita. Lainsäädännössä ympäristölupamenettelyä ei kuitenkaan edellytetä. Näin ollen käytännön tarpeita palvelevat parhaiten sellaiset hallinnolliset menettelyt, keinot ja ohjeet, jotka soveltuvat nimenomaan ilmoitusmenettelyyn.

Käytännössä usein viranomainen ja kunnostamisesta vastaava toiminnanharjoittaja neuvottelevat keskenään ja pyrkivät sopimaan yhteisesti puhdistamisen tarpeesta ja toteuttamisen ajankohdasta. Myös vastuunjaosta useamman puhdistamisvastuullisen kesken pyritään sopimaan, mikäli mahdollista. Jos asioista sopiminen ei onnistu neuvottelemalla, alueellinen ympäristökeskus voi määrätä puhdistamisesta vastuussa olevan selvittämään pilaantuneen alueen laajuuden ja puhdistamistarpeen (YSL 77 §). Alueellisella ympäristökeskuksella on oikeus määrätä alueen pilaantuneisuuden selvittämisen lisäksi alueen puhdistamisesta (YSL 79 §). Määräyksensä alueellinen ympäristökeskus voi kohdistaa paitsi pilaantumisen aiheuttajaan myös toissijaisessa vastuussa olevaan pilaantuneen alueen haltijaan tai kuntaan.

Pilaantuneen maa-alueen kunnostusratkaisuna voi olla pilaantuneen maa-aineksen jättäminen paikoilleen ja eristäminen ympäröivistä puhtaista maamassoista. Pilaantuneet maamassat voidaan myös eristää erilliseen loppusijoituspaikkaan tai puhdistettavalle alueelle. Pilaantuneen maa-aineksen sijoittamisesta ja mahdollisesta hyötykäytöstä päätetään eri päätöksellä kuin pilaantuneen alueen kunnostamisesta. Eristettyjen massojen loppusijoituspaikat tulkitaan kaatopaikoiksi, joilla on oltava ympäristölupa (YSL 28 §). Kaatopaikan ympäristöluvassa tulee määrätä mm. kaatopaikalle sijoitettavan jätteen määrästä ja lajista sekä alueen jälkihoidosta toiminnan päätyttyä (YSA 20 §).

2.3.4 Pilaantuneisuuden ja kunnostuksen tavoitetason määrittelystä

YSL:ssä asetettua puhdistamisen yleistavoitetta on lupa- ja ilmoituspäätöksissä yleensä täsmennetty soveltamalla SAMASE-ohje- ja raja-arvoja ja muita vastaavia ohje-arvoja (Mäenpää 2002). Ohje- ja raja-arvojen avulla on ohjattu mm. pilaantuneisuuden arviointia, kunnostuksen tavoitteita ja massojen loppusijoitusta.

SAMASE-arvot perustuvat ympäristöministeriön asettaman saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojektissa (SAMASE-projekti) vuosina 1989-1994 laadittuun ehdotukseen maaperän saastuneisuuden arviointiin tarkoitetuiksi ohjeelliseksi haitallisten aineiden pitoisuusarvoiksi (Ympäristöministeriö 1994). Näiden lisäksi puhdistamista koskevien päätösten perusteena on käytetty myös esim. sosiaali- ja terveysministeriön päätöksiä (esim. STMA vaarallisten aineiden luettelosta 624/01). Joidenkin yleisimmin pilaantumista aiheuttaneiden aineiden osalta maaperän SAMASE-pitoisuusarvoja on myöhemmin päivitetty uusien tutkimustulosten perusteella (Assmuth 1997). Parhaillaan on valmisteilla Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista. Asetus tulee sisältämään pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin apuna käytettävät yleisimpien haitta-aineiden ohjearvot. Asetus tulee korostamaan kohdekohtaisen riskinarvioinnin merkitystä (Ympäristöministeriö, julkaisematon luonnos 8.3.2004). Asetuksessa ei kuitenkaan tulla asettamaan yleistä hyväksyttävää riskitasoa eli tämä tulee jatkossakin määriteltäväksi tapauskohtaisesti (ks. tarkemmin luku 4).

Maa-alueiden kunnostamista koskevissa hallintopäätöksissä on SAMASE-arvojen lisäksi toisinaan viitattu muihin ohjearvoihin. Tällaisia ovat mm. eräille elintarvikkeiden haitta-ainepitoisuuksille annetut ohjearvot (Kauppa- ja teollisuusministeriön päätös eräiden tavallisimpien kontaminanttien enimmäismääristä elintarvikkeissa

134/1996), työpaikkailman haitallisiksi tunnetut pitoisuudet (HTP-arvot) (Valtioneuvoston asetus kemiallisista tekijöistä työssä 715/2001, STM:n asetus haitallisiksi tunnetuista pitoisuuksista 190/2002) ja sauma-aineiden PCB-yhdisteitä sisältävien maa-ainesten sijoitusta koskevat ohje- ja arvot (Ympäristöministeriö 2002). Ainakin kunnostussuunnitelmalla kunnostuksen tavoitepitoisuuksien määrittelyssä on toisinaan sovellettu myös muissa maissa asetettuja ekologisia ohje- ja viitearvoja.

Suomessa ei ole annettu pohjavedelle raja-arvoja tai laatunormeja. Kunnostustavoitteet on käytännössä asetettu yleensä talousveden laatuvaatimusten (STM:n asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 461/2000) mukaisiksi (Sorvari, julkaisematon tieto). Muutamissa pilaantumistapauksissa ympäristöviranomaisen on vaatinut kunnostamista nämä rajat alittavalle pitoisuustasolle eli käytännössä ympäristön taustapitoisuuksien tasolle.

Vesipolitiikan puitedirektiivin mukaan jäsenvaltioiden on suojeltava, parannettava ja ennallistettava kaikkia pohjavesimuodostumia. Tavoitteena on saavuttaa pohjaveden määrällinen ja kemiallinen hyvä tila. Pohjaveden tila on direktiivissä määritelty pohjaveden keskimääräiseksi tilaksi pohjavesimuodostumassa ja se määräytyy määrällisen tai kemiallisen tilan perusteella sen mukaan, kumpi näistä on huonompi (2 art.). Artiklaan 17 perustuen on valmisteltu ns. pohjavesitytärdirektiiviä, jossa on tarkoitus antaa mm. arviointiperusteet pohjaveden hyvälle kemialliselle tilalle. Komissio on antanut ehdotuksen direktiiviksi 19.9.2003. Mikäli arviointiperusteita pohjaveden hyvälle kemialliselle tilalle ei anneta yhteisön tasolla, tulee jäsenvaltioiden antaa omat arviointiperusteensa vuoden 2005 loppuun mennessä. Vesipuitedirektiivin täytäntöönpanoa koskeva kansallinen lainsäädäntötyö on vielä kesken. Suomessa hallitus on antanut eduskunnalle esityksen laiksi vesien hoidon järjestämiseksi (HE 120/2004). Lisäksi moni keskeinen asia tulee hoidettavaksi myöhemmin annettavilla valtioneuvoston asetuksilla. On siis vielä epäselvää, miten puitedirektiivi tulee käytännössä vaikuttamaan pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallintaan.

2.3.5 Kunnostus- ja käsittelymenetelmien valintaa koskevasta sääntelystä

2.3.5.1 Kunnostusmenetelmän valinta

Päättyessään ilmoituksen tai lupahakemuksen hyväksymisestä tai hylkäämisestä viranomaisen on arvioitava kunnostussuunnitelmassa esitetyn puhdistusmenetelmän hyväksyttävyyttä. Kunnostuksen yleisenä tavoitteena on ympäristö- ja terveysriskien poistaminen (YSL 75 §). Ympäristölainsäädännössä edellytetään parhaan käyttökelpoisen tekniikan käyttöä (BAT-periaate), jätteen vähentämistä ja hyötykäytön edistämistä (JäteL 4 §, 6 §, YSL 4 §). Viranomaisen tulee siis arvioinnissaan ottaa huomioon mm. BAT-periaate (YSL 4.1 § 3-kohta) ja ympäristön kannalta parhaan käytännön periaate (YSL 4.1 § 4-kohta). Sitä, mitä BAT-periaatteella tarkoitetaan on täsmennetty ympäristönsuojeluasetuksessa (YSA 37). Ympäristön kannalta parhaan käytännön periaate puolestaan edellyttää, että noudatetaan ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseksi tarkoituksenmukaisia ja kustannustehokkaita eri toimien yhdistelmiä, kuten työmenetelmiä sekä raaka-aine- ja polttoainevalintoja (YSL 4.1 § 4-kohta).

Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus N:o 850/2004 pysyvistä orgaanisista yhdisteistä (POP) sekä direktiivin 79/117/ETY muuttamisesta vaikuttaa POP-yhdisteillä pilaantuneiden maiden kunnostusmenetelmien valintaan. Asetuksen mukaan POP-yhdisteitä sisältävä jäte on käsiteltävä siten, että POP-yhdisteet tuhoetaan tai muunnetaan palautumattomasti (art. 7.). Jätteet voidaan kuitenkin käsitellä muulla asianmukaisella tavalla, kun mainittujen aineiden pitoisuus jätteessä alittaa asetukses-

sa annetut pitoisuusrajat. Pitoisuusraja-arvot on tarkoitettu lisätä asetukseen myöhemmin.

2.3.5.2 Pilaantuneiden maa-ainesten hyödyntäminen ja loppusijoitus

Kaivetut pilaantuneet maamassat on määritelty jätteeksi (Ympäristöministeriön asetus yleisimpien jätteiden sekä ongelmajätteiden luettelosta, 1129/2001). Niiden käsittelyyn sovelletaan siten jätelain säännöksiä. Jätteen laitos- ja ammattimainen hyödyntäminen tai käsittely edellyttää ympäristölupaa (YSL 28.2 § 4-kohta). Lupaa ei tarvita kuitenkaan koeluontoiseen lyhytaikaiseen toimintaan, jonka tarkoituksena on kokeilla esimerkiksi eri raaka-aineita tai puhdistusmenetelmiä. Kokeilut voivat koskea poltto- tai raaka-aineiden käyttöä, valmistus- ja polttomenetelmiä taikka puhdistuslaitteita niiden vaikutusten, käyttökelpoisuuden tai muun näihin rinnastettavan seikan selvittämiseksi. Kokeilusta on kuitenkin ilmoitettava lupaviranomaiselle viimeistään kuukautta ennen kokeilun aloittamista (YSL 61 §).

Jätelain 4 §:n mukaan kaikessa toiminnassa on mahdollisuuksien mukaan huolehdittava siitä, että jätettä syntyy mahdollisimman vähän ja ettei jätteestä aiheudu merkityksellistä haittaa tai vaikeutta jätehuollon järjestämiselle eikä vaaraa tai haittaa terveydelle tai ympäristölle. Jätehuollossa on käytettävä parasta taloudellisesti käyttökelpoista tekniikkaa sekä mahdollisimman hyvää terveys- ja ympäristöhaitan torjuntamenetelmää (JäteL 6 § 5-kohta) (Salo & Snellman 1994).

Valtioneuvoston asetuksessa jäteasetuksen liitteen 4 muuttamisesta (1128/2001) on lueteltu ominaisuudet, joiden perusteella jätteet luokitellaan ongelmajätteiksi ja ominaisuuksien tulkinnassa sovellettavat raja-arvot. Pilaantuneelta alueelta poistetun maa-aineksen ongelmajäteluonne arvioidaan tarvittaessa sen sisältämien vaarallisten aineiden pitoisuuksien ja niistä aiheutuvien vaaraominaisuuksien perusteella (Dahlbo 2002). Vaaraominaisuuksien arvioinnissa noudatetaan kemikaalilainsäädännön mukaisia aineiden ja valmisteiden luokittelussa sovellettavia sääntöjä ja menetelmiä, jotka on esitetty sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa kemikaalien luokitusperusteista (807/2001) ja sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa vaarallisten aineiden luettelosta (624/2001).

Kunnostuskohteesta poistettuja pilaantuneita maamassoja voidaan tietysti edellytyksin hyödyntää esim. rakentamisessa tai sijoittaa esim. kaatopaikalle. Hyödyntäminen rakentamisessa (esim. kaatopaikkojen pintarakenteissa) on nykyisin mahdollista, jos on kyse lievästi pilaantuneista tai tällaisiksi käsitellyistä massoista. Lievästi pilaantuneita maa-aineksia² on jossain määrin hyväksytty hyötykäyttäväksi maarakentamisessa, mm. tienpohjissa (Sorvari, julkaisematon tieto). Päätös hyödyntämisestä tehdään tapauskohtaisesti pääsääntöisesti ympäristölupamenettelyä noudattaen (ks. poikkeukset yllä). Suomessa ei ole toistaiseksi annettu erillisiä, pilaantuneiden maa-ainesten hyödyntämistä koskevia ympäristökelpoisuusvaatimuksia. Hyödyntämiseen ja ympäristökelpoisuuteen liittyviä periaatteita kuitenkin selvitetään Suomen ympäristökeskuksessa.

Lievästi pilaantuneet massat, joille ei löydy käyttökohdetta, voidaan toistaiseksi sijoittaa tavanomaisen jätteen kaatopaikalle. Kaatopaikan ympäristöluvassa määrätään, mitä jätettä kullekin kaatopaikalle saa viedä. Kaatopaikkakelpoisuuden arvioinnista säädetään valtioneuvoston päätöksessä kaatopaikoista (861/1997). Päätöksessä kaatopaikat jaetaan kolmeen ryhmään: ongelmajätteen kaatopaikka, tavanomaisen jätteen kaatopaikka ja pysyvän jätteen kaatopaikka. Päätöksen liitteessä 2 esitetään mm. kaatopaikkakelpoisuuden arvioinnin periaatteet ja menettelyt. Kaatopaikkakelpoisuu-

² Maa-aines on käytännössä tulkittu lievästi pilaantuneeksi silloin, kun sen sisältämien haitta-aineiden pitoisuudet sijoittuvat SAMASE-ohjearvon ja SAMASE--raja-arvon välille

den arviointiin tulee vaikuttamaan myös erillinen kaatopaikkadirektiiviä täydentävä EU:n päätös (2003/33/EY). Päätöksessä on annettu tietyille kaatopaikkaluokille haitallisten aineiden liukoisuuden ja koostumuksen (orgaaniset haitta-aineet) raja-arvot. Joillekin kaatopaikkaluokille raja-arvot tullaan määrittelemään kansallisesti. Päätös on tarkoitus saattaa voimaan Suomessa kesällä 2005 asetuksella, jolla muutetaan valtioneuvoston päätöstä kaatopaikoista.

Mikäli pilaantuneita maamassoja ei viedä kaatopaikalle, jolla on jo ympäristölupa tai muulle sijoituspaikalle, tulee niiden sijoittamiselle hakea ympäristönsuojelulain mukainen ympäristölupa. Luvan myöntäminen edellyttää, että sijoituspaikka täyttää valtioneuvoston päätöksessä kaatopaikoista kaatopaikoille asetetut vaatimukset. Loppusijoituspaikkaa arvioitaessa on otettava huomioon myös kaavoitustilanne ja kaavassa asetetut edellytykset massojen sijoittamiselle. Käytännössä pilaantuneet maamassat ohjataan niiden pilaantuneisuuden mukaan erilaisiin käsittely- ja loppusijoituspaikkoihin. Lainsäädäntö ei velvoita ottamaan huomioon esim. kuljetusmatkaa loppusijoituspaikasta päätettäessä. Kunnostamispäätöksiä tekevällä viranomaisella ei siten ole velvollisuutta eikä toisaalta keinoja esim. määrätä päätöksessään puhdistamisvelvollista kuljettamaan poistetut pilaantuneet massat lähimpään sijoitus- tai käsittelypaikkaan.

Valtioneuvoston päätös rakennusjätteistä (295/1997) edellyttää, että rakennusjäte hyödynnetään, jos se on teknisesti mahdollista eikä siitä aiheudu kohtuuttomia lisäkustannuksia verrattuna muulla tavoin järjestettyyn jätehuoltoon (5 §). Valtioneuvoston päätöksessä asetetut hyötykäyttötavoitteet eivät kuitenkaan koske pilaantunutta maa-ainesta. Valmisteilla on valtioneuvoston asetus, jonka mukaan mm. purkubetonia voidaan hyödyntää maarakenteissa ilman ympäristölupaa silloin, kun se täyttää tietyt ympäristökelpoisuusvaatimukset (Sorvari 2001). Luvasta vapautettua hyödyntämistä koskee kuitenkin ilmoitusmenettely. Asetus ei tule ainakaan ensivaiheessa koskemaan pilaantuneita maa-aineksia.

EY tuomioistuimen syyskuussa 2004 antama päätös (Van de Walle et al. (C-1/03) 7.9.2004) muuttaa maa-aineksen jätetulkintaa. Tuomioistuin katsoi päätöksessään, että pilaantunut maaperä sellaisenaan on jätettä jo ennen kuin se on kaivettu maasta ylös. Käytännössä päätös voisi merkitä esimerkiksi sitä, että pilaantuneet maa-alueet tulkitaan kaatopaikoiksi, joilla pitää olla kaatopaikkoja koskevan valtioneuvoston päätöksen mukaiset rakenteet. Myös EU:n kaatopaikkaluokittelua koskeva päätös (2003/33/EY) tullee jossain määrin muuttamaan käytäntöjä pilaantuneiden maa-ainesten loppusijoituksessa ja hyödyntämisessä.

2.3.6 YVA-lain mukainen ympäristövaikutusten arviointi

Pilaantuneiden alueiden kunnostamishankkeissa on mahdollista arvioida ympäristövaikutuksia YVA-lain mukaisesti. Kunnostamishankkeiden tavoitteena on yleisesti ympäristön tilan parantaminen, joten niissä ei ole sovellettu YVA-menettelyä. Sen sijaan muutamissa pilaantuneiden maamassojen loppusijoittamista koskevissa hankkeissa on sovellettu YVA-lain mukaista arviointimenettelyä. Suomen ympäristökeskus (SYKE) ylläpitää arkistoa hankkeista, joissa on tehty YVA-menettely. Liitteessä 4 on lueteltu hankkeet (tilanne 14.4.2004), joihin liittyy pilaantuneiden maamassojen käsittelyä.

Ympäristövaikutusten arviointimenettelyssä (YVA-menettely) selvitetään ja arvioidaan tiettyjen hankkeiden ympäristövaikutukset ja kuullaan viranomaisia ja niitä, joiden oloihin tai etuihin hanke saattaa vaikuttaa. YVA-menettelyistä on säädetty laissa ympäristövaikutusten arviointimenettelystä (468/1994). YVA-menettelyn avulla voidaan ohjata päätöksentekoa niin, että erilaiset vaihtoehdot ja niiden ympäristövaikutukset tulevat huomioon otetuiksi. Näin voidaan kiinnittää huomiota myös eri vaihtoehtojen ekotehokkuuteen.

YVA-menettelyn tarkoituksena on taata, että merkittäviä ympäristövaikutuksia aiheuttavien hankkeiden suunnittelussa ympäristövaikutukset selvitetään riittävällä tarkkuudella. YVA-menettely jakautuu kahteen vaiheeseen: arviointiohjelma- ja arviointiselostus. Ympäristövaikutusten arviointiohjelmassa kerrotaan mm., mitä vaihtoehtoja ja vaikutuksia suunnittelun aikana selvitetään. Ohjelman jälkeen laadittava arviointiselostus sisältää kuvaukset mm. vaihtoehtojen vaikutuksista sekä haittojen ehkäisy- ja rajoittamistoimista (Kuusiniemi ym. 2001).

Asetuksessa ympäristövaikutusten arviointimenettelystä (268/1999) on säädetty hankkeista, joissa YVA-menettely tulee toteuttaa. Sellaisia YVA-hankkeita, joihin liittyy näkökohtia pilaantuneiden maa-alueiden kunnostukseen, voivat olla lähinnä jätehuoltohankkeet. On olemassa myös yksittäisiä esimerkkejä suurista YVA-menettelyä edellyttävistä rakennushankkeista, joissa esim. tie on ohjattu pilaantuneen alueen lävitse. YVA-asetuksen (6 § 11) kohta) mukaan ympäristövaikutusten arviointimenettelyä sovelletaan ongelmajätteiden käsittelylaitoksiin, joihin ongelmajätteitä otetaan vastaan sijoitettavaksi kaatopaikalle tai käsiteltäväksi fysikaalis-kemiallisesti. YVA-menettely tulee sovellettavaksi siten esim. pilaantuneiden maiden loppusijoituspaikoihin, jos niihin sijoitetaan ongelmajätteiksi luokiteltavia maamassoja.

YVA-menettelyä voidaan soveltaa myös yksittäistapauksissa, joissa hankkeen toteuttaminen aiheuttaa todennäköisiä ympäristövaikutuksia, jotka laadultaan, laajuudeltaan sekä ottaen huomioon eri hankkeiden yhteisvaikutukset ovat rinnastettavissa hankeluettelon hankkeiden ympäristövaikutusten merkittävyyteen ja haitallisuuteen. Näin ollen laajojen pilaantuneiden alueiden kunnostushankkeille voidaan myös tehdä YVA.

2.4 Päätöksenteko Suomessa (esimerkkikohteiden tarkastelu)

Käytännössä pilaantuneen maaperän puhdistaminen käsitellään yleensä ilmoitusmenettelyssä. Lupamenettelyä käytetään, kun ilmoitusmenettelyn edellytykset eivät täyty. Tapausaineistoon kuuluvissa lupapäätöksissä perusteluina ympäristölupamenettelyyn on käytetty mm. tapauskohtaisen kunnostussuunnitelman tarvetta, tavanomaisesta poikkeavia kunnostusmenetelmiä ja pilaantuneiden maiden eristämistä paikoilleen.

Muutamassa tapausaineiston päätöksessä on kysymys myös pilaantuneen pohjaveden puhdistamisesta. Näissä tapauksissa lupaviranomainen oli hyväksynyt kunnostussuunnitelmassa esitetyn tavoitepitoisuuden ja kunnostusmenetelmän. Kunnostuksen tavoitetaso oli kunnostussuunnitelmassa määritelty viittaamalla talousvedelle asetettuihin laatuvaatimuksiin (STM:n asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 461/2000) tai "yleisesti sovellettuun pitoisuustasoon". Osassa tarkasteluista esimerkkikohteista lupa- tai ilmoituspäätöksissä oli arvioitu valittua puhdistusmenetelmää. Kahdessa tapauksessa menetelmää oli arvioitu siltä kannalta, saadaanko sillä poistettua ympäristö- ja terveysriskit (YSL 75 §). Yhdessä tapauksessa (teollisuusalue D) on kunnostamisen ja sen ympäristövaikutusten arvioinnin todettu edustavan parasta käyttökelpoista tekniikkaa. Tapauksessa, joka koski pilaantuneiden maa-ainesten loppusijoittamista, oli otettu huomioon jätelain 6 §, jonka mukaan tulee käyttää parasta taloudellisesti käyttökelpoista tekniikkaa sekä mahdollisimman hyvää terveys- ja ympäristöriskien torjuntamenetelmää (Jätel 6.1 § 5-kohta).

Kaikissa tapausaineistoon kuuluvissa päätöksissä oli kunnostustavoitteiden määrittelyssä sovellettu SAMASE-arvoja (taulukko 1). Ohje- ja raja-arvojen lisäksi oli kunnostustavoitetta asetettaessa otettu huomioon mm. alueen käyttötarkoitus. Kahdessa päätöksessä oli kunnostustavoitetta asetettaessa kiinnitetty huomiota alueen kohonneeseen taustapitoisuuteen. Kaikissa Uudenmaan ympäristökeskuksen päätöksissä pilaantuneisuus oli määritelty samalla tavalla käyttäen hyväksi ohje- ja raja-arvoja. Maa-aines tulkittiin lievästi pilaantuneeksi, jos haitta-aineiden pitoisuudet jäivät ohje-

ja raja-arvon välille. Voimakkaasti pilaantuneiksi katsottiin sellaiset maamassat, joissa haitta-aineiden pitoisuudet ylittivät raja-arvon.

Taulukko 1. Oikeudellinen ohjaus esimerkkikohteissa.

	1	2, 3	4	5	6	7	8	9	10
Onko kunnostustavoitteiden määrittelyssä sovellettu SAMASE-arvoja tai muita vastaavia ohjearvoja?	+	+	+	+	+	-	+	?	+
Onko lupa/ilmoituspäätöstä tehtäessä otettu huomioon paras käyttökelpoinen tekniikka (YSL 4 §)?	+	-	-	+	+	-	+	?	-
Onko kiinnitetty huomiota pilaantuneen maa-aineksen hyötykäyttömahdollisuuksiin (Jätel 4 §)?	-	+	+	+	+	+	-	?	-
Onko ohjattu maamassojen sijoittamista?	+	+	+	+	+	+	+	?	+

+ = kyllä, - = ei

* lupapäätöstä ei vielä annettu

Viidessä päätöksessä oli kiinnitetty huomiota jätteen hyötykäyttömahdollisuuksiin arvioimalla näitä tapauskohtaisesti. Puhdistettua jätettä (maa-ainesta) ja rakennusjätettä pidettiin hyötykäyttökelpoisena. Puhdistetun kiviaineksen osalta todettiin, että sitä voidaan hyötykäyttää maarakentamisessa (teollisuusalueet A, B ja C). Pilaantuneen maa-aineksen loppusijoittamista koskevassa YVA-lausunnossa (ampumarata A) hyötykäyttöä oli ehdotettu yhtenä toteuttamiskelpoisena vaihtoehtona. Lopullisessa loppusijoituspäätöksessä tätä vaihtoehtoa ei kuitenkaan oltu otettu huomioon.

Esimerkkikohteiden päätöksissä lievästi pilaantuneet maamassat on määrätty ohjattavaksi laitokseen, jonka ympäristöluvassa on hyväksytty kyseisen jätteen käsittely, tai kaatopaikalle. Voimakkaasti pilaantuneet maa-ainekset ja/tai ongelmajätteiksi luokiteltavat massat on ohjattu käsiteltäväksi laitokseen, jonka ympäristöluvassa on hyväksytty kyseisen jätteen käsittely. Jos maa-ainekset ovat alittaneet ohjearvot, ne on voitu jättää paikoilleen ja käyttää täytemaana (käytöstä poistettu huoltoasema). Esimerkkikohteissa ei tullut esiin pilaantuneiden maa-ainesten hyötykäyttöä.

Yhdessä tapausaineiston kohteessa (entinen kaatopaikka) alueellisen ympäristökeskuksen päätöksestä oli valitettu. Valituksen perusteena oli, että viranomainen ei ollut selvittänyt, käytetäänkö kunnostustöissä parasta mahdollista käytössä olevaa tekniikkaa alueen ympäristön kestävästä kehitystä tukevalla tavalla. Alueellinen ympäristökeskus velvoitti päätöksessään kunnostajaa poistamaan pilaantuneen maa-aineksen ja jätetäytön. Poikkeuksellisen voimakkaasti pilaantunut maa-aines ja poikkeavat jäteerät velvoitettiin toimittamaan erikseen käsiteltäväksi asianmukaiseen laitokseen. Muu jäte ja pilaantunut maa-aines määrättiin toimittamaan loppusijoitusalueelle. Hallinto-oikeus katsoi päätöksessään, että kun otettiin huomioon alueen laajuus, likaantuneen maaperän sisältämät epäpuhtaudet ja likaantuneiden massojen määrä, valittua kunnostusvaihtoehtoa voitiin pitää hyödyllään parhaana ja terveys- ja ympäristöhaitoiltaan edullisimpana ratkaisuna ja BAT-periaatteen mukaisena. KHO ei muuttanut hallinto-oikeuden päätöstä.

2.5 Taloudellinen ohjaus

2.5.1 Käytäntöjä eri maissa

Pilaantuneisiin maa-alueisiin välillisesti liittyvää taloudellista ohjausta ovat muun muassa erilaiset taloudelliset kannustimet ja rahoitusjärjestelmät kuten ns. isännättömien alueiden kunnostaminen julkisin varoin, vakuutusjärjestelmät ja pilaantuneiden maa-ainesten loppusijoittamiseen liittyvät erilaiset verot ja maksut (ks. taloudellisesta ohjauksesta Määttä 1999).

Monissa Euroopan maissa suuria ja vaikeita puhdistamishankkeita rahoitetaan julkisin varoin. Yhteiskunnan rahoitus voi koostua budjettirahoituksesta, lainoista, korkotuista ja avustuksista. Lisäksi käytössä voi olla kunnostamisen rahoittaminen tiettyä toimialaa koskevilla rahoitusjärjestelmillä, jotka voivat olla osin yhteiskunnan organisoimia tai kokonaan yritysten yksityisoikeudellisiin sopimusjärjestelyihin perustuvia. Esimerkiksi ns. brownfields-alueiden (vanhojen käytöstä poistettujen teollisuusalueiden) puhdistamista ja käyttöönottoa pyritään edistämään taloudellisin keinoin (Ferber & Grimski 2002). Ainakin Saksassa ja Itävallassa pilaantuneiden maamassojen hyötykäyttöä pyritään puolestaan lisäämään esimerkiksi verottamalla massojen sijoittamista kaatopaikalle (Lowe ym. 2003).

Yhdysvalloissa liittovaltio rahoittaa pilaantuneiden maa-alueiden kunnostamista Superfund-järjestelmän kautta. Superfund-rahaston (Hazardous Substance Response Trust Fund) varat koostuvat öljy- ja kemikaaliveroista, rahastovarojen koroista, takaisinperintätuotoista, vastuuvuoroveroista yrityksiltä kerätyistä veroista ja yleisistä verovarista (Pendergrass 2002). Superfund-järjestelmän kokonaismenot olivat vuonna 2003 yhteensä noin 1,3 miljardia dollaria. Superfund-rahoituksen suhteen EPA (Environmental Protection Agency) on noudattanut ja aikoo vastedeskin noudattaa politiikkaa, jonka mukaan suurimman riskin aiheuttavat kohteet kunnostetaan ensin ja aiheuttajia yritetään ensin saada vastuuseen. Superfund-järjestelmän käytännössä edellyttämä vastuullisen nimeäminen on johtanut lukuisiin kalliisiin oikeudenkäynteihin. Järjestelmää on pidetty myös tehottomana ja liian massiivisena. (Pendergrass 2002)

Yhdysvalloissa liittovaltio rahoittaa myös ns. brownfields-alueiden kunnostamista (Pendergrass 2002). Rahoituksen määristä ja ehdoista säädetään tarkemmin lailla (Small Business Liability Relief and Brownfields Revitalization Act). EPA on myöntänyt brownfields-ohjelmansa puitteissa rahoitusta yli 280 miljoonaa dollaria osavaltioille, kunnille ja yhteisöille pilaantuneiden alueiden arviointiin, tutkimiseen, kunnostamiseen ja uudelleen käytön suunnitteluun.

2.5.2 Käytännöt Suomessa

Suomessa pilaantuneiden maa-alueiden kunnostaminen on mahdollista julkisin varoin valtion jätehuoltotoiminä. Valtio osallistuu jätehuoltotyövaroilla ympäristöhaitan poistamiseen silloin, kun ympäristössä oleva aine tai esine aiheuttaa haittaa tai vaaraa (JäteL 35 §). Toimenpiteen rahoitus jätehuoltotyönä edellyttää, että haitan ehkäisemiseksi tai poistamiseksi tarpeellisesta työstä tai toimenpiteestä on aiheutunut tai voi aiheutua kunnan jätehuollolle kohtuuttomaksi katsottavat kustannukset. Kustannustenkohtuullisuuden arvioi alueellinen ympäristökeskus yhdessä kunnan kanssa (JA 15 §). Kustannusten kohtuullisuutta arvioitaessa on otettava huomioon kunnan mahdollisuudet osallistua vaaran tai haitan poistamiseen ja kunnalle tilanteesta mahdollisesti aiheutuvat kustannukset.

Vuoteen 2003 mennessä valtio on osallistunut yhteensä 275 kunnostushankkeen rahoittamiseen (Pyy 2004). Näiden hankkeiden kokonaiskustannukset ovat olleet noin 15 miljoonaa euroa. Hankkeista, joissa valtio on ollut mukana, 85 % on toteutettu valtion jätehuoltotyönä. Pilaantuneiden maa-alueiden kunnostamiskustannuksia voidaan kattaa myös öljysuojarahastosta. Öljysuojarahasto on valtion talousarvion ulkopuolinen rahasto, jonka varat kerätään perimällä öljysuojamaksua maahantuodusta ja Suomen kautta kuljetetusta öljystä. Öljysuojarahastosta korvataan vain öljyn pilaamien maa-alueiden kunnostamiskustannuksia. Rahastosta ei makseta korvausta vahingon aiheuttajalle tai vahingon aiheuttaneen öljyn haltijalle. Korvaus voidaan myöntää yksityiselle kiinteistönhaltijalle, kunnalle, alueelliselle ympäristökeskukselle ja Soili-ohjelmalle. Soili-ohjelma on maaperän ja pohjaveden kunnostusohjelma, jossa puhdistetaan käytöstä poistettuja öljyn pilaamia huoltoasemakiinteistöjä. Ohjelma perustuu

Öljyalan Keskusliiton, ympäristöministeriön, Suomen Kuntaliiton sekä eräiden öljy-yhtiöiden marraskuussa 1996 allekirjoittamaan sopimukseen. Ohjelman käytännön toteutuksesta vastaa Öljyalan Palvelukeskus Oy. Soili-ohjelman puitteissa on kunnostettu v. 2003 mennessä n. 250 entistä huoltoasema-aluetta (Pyy 2004).

Pilaantuneen maa-alueen puhdistamisesta aiheutuneet kustannukset voidaan korvata myös ympäristövahinkovakuutuksesta (L ympäristövahinkovakuutuksesta 81/1998). Korvattavaksi voi kuitenkin tulla vain sellainen ympäristövahinko, joka on syntynyt 1.1.1999 jälkeen. Tätä ennen pilaantuneet maa-alueet jäävät siis vakuutusjärjestelmän ulkopuolelle. Ympäristön ennallistamisesta aiheutuneet kustannukset voivat tulla korvattaviksi ympäristövahinkovakuutuksesta, jos kustannuksia ei saada perityksi vastuulliselta tai tätä ei saada selville (1 §). Ympäristövahinkovakuutusvelvollisuus koskee sellaista yksityisoikeudellista yhteisöä, jonka harjoittamaan toimintaan liittyy olennainen ympäristövahingon vaara tai jonka toiminta yleisesti aiheuttaa haittaa ympäristölle (2 §).

Suomessa ei ole pilaantuneiden maa-ainesten loppusijoitukseen liittyvää erillistä taloudellista ohjausta. Jäteverolain (495/1996) mukaan kaatopaikalle toimitettavasta jätteestä on maksettava jäteveroa. Veroa ei kuitenkaan peritä kaatopaikalle toimitettavista pilaantuneista maa-aineksista (JäteveroL 5 §). Verottomuuden ehtona on kuitenkin, että maa-aines on laadultaan sellaista tai että se on käsitelty sellaiseksi, että se kaatopaikan lupaehtojen mukaan voidaan sijoittaa kyseiselle kaatopaikalle. Verottomuutta perusteltiin sillä, että vanhojen, pilaantuneiden maa-alueiden yhä lisääntyvä puhdistus vaatii jo sinällään suuria kunnostuskustannuksia, joiden kattamiseen myös valtio ja kunnat osallistuvat.

2.6 Tiedollinen ohjaus

Pilaantuneita alueita koskevaan tiedolliseen eli informaatio-ohjaukseen kuuluvat koulutus, tiedotus ja tutkimus. Koulutukseen kuuluvat mm. vuosittain järjestettävät pilaantuneita maita koskevat ympäristöhallinnon neuvottelupäivät (PIMA-päivät) sekä viranomaisten neuvottelu-/keskusteluryhmät (esim. hallintomenettelyjä ja tietojärjestelmää koskevat ryhmät). Ympäristöhallinnon lisäksi useat muut tahot kuten mm. yliopistot, ammattikorkeakoulut, AEL, Työterveyslaitos ja SFS järjestävät pilaantuneisiin maa-alueisiin liittyvää koulutusta. Myös yhdistystoiminnan (esim. Maaperän tutkimus- ja kunnostusyhdistys ry eli MUTKU) avulla kehitetään ja edistetään pilaantuneisiin maa-alueisiin liittyvää vuoropuhelua, toimintaa ja käytäntöjä.

Pilaantuneiden maa-alueiden tutkimuksesta, kunnostuksen toteutuksesta ja siihen liittyvästä työsuojelusta sekä riskinarvioinnista on julkaistu Suomessa useita oppaita (esim. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti. Ympäristöministeriö 1994; Saastuneiden alueiden riskinarviointi – mitä, miksi, miten. Sorvari ja Assmuth, 1998; Pilaantuneiden maiden kunnostushankkeiden hallinta. Mroueh ym. 2004).

Pilaantuneiden maa-ainesten hyötykäytön kannalta tärkeä tulee olemaan EU:n kaatopaikkadirektiiviin liittyvän päätöksen (14473/2, ENV 682) ns. tulkintaopas, jota VTT, Suomen ympäristökeskus ja Pirkanmaan alueellinen ympäristökeskus valmistelevat erillisessä Ympäristöklusterin tutkimusohjelmaan kuuluvassa hankkeessa³. Oppaassa tullaan esittämään yhtenä esimerkkitapauksena pilaantuneen maamassan kaatopaikkasijoituksen arviointimenettely (Wahlström ym. 2004). Keskeisessä asemassa

³ www.ymparisto.fi > Tutkimus > Ohjelmat > Ympäristöklusterin t... > Ohjelmakausi 2003-2005 > Ohjelmakauden 2003-2005 hankeluettelo > Jätteiden kaatopaikkakelpoisuuden toteaminen - opas

tulee olemaan myös Suomen ympäristökeskuksen valmisteleva sovellusopas, joka koskee valtioneuvoston asetusta maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista.

Tiedolliseksi ohjauskeinoksi voidaan katsoa myös erilaiset pilaantuneiden maa-alueiden kunnostustoimintaan liittyvät tietokannat ja rekisterit. Eurooppalainen FIR (International Recycling Federation)⁴ on v. 1990 perustettu, rakentamistoiminnoissa syntyvien jätteiden hyödyntämisen edistämiseen pyrkivä yhdistys. Eräs sen tärkeimmistä tehtävistä on ollut vaikuttaa EU:ssa laadittaviin säädöksiin ja määräyksiin. Yhdistykseen kuuluu vastaavia kansallisia yhdistyksiä ja kierrätysyrityksiä Belgiasta, Espanjasta, Hollannista, Italiasta, Itävalasta, Sveitsistä ja Tšekin tasavallasta. Suomeen perustettiin aikoinaan uusiomateriaalirekisteri, johon oli koottu tietoja erilaisissa, yksittäisissä maanrakennuskohteissa käytetyistä jättemateriaaleista (Sorvari, julkaisematon tieto). Rekisterin perusteella maarakentaja saattoi ottaa yhteyttä sopivan jättemateriaalin tuottajaan. Rekisteri on sittemmin lopetettu todennäköisesti ylläpitäjän puuttumisen vuoksi. Vastaavanlainen "kauppapaikka" voitaisiin laajentaa käsittämään pilaantuneet maa-ainekset.

Kohdekohtaisen riskinarvioinnin menettelyt ovat maassamme pitkälti vielä vaikiutumattomat, mikä on osaltaan johtanut arviointien vaihtelevaan tasoon (Sorvari ja Assmuth 1999). Eräs ratkaisu arviointien tason nostamiseksi voisi olla arvioijien sertifiointijärjestelmä, joka on käytössä ainakin Hollannissa (Swartjes 2004). Hollannissa myönnettävä sertifikaatti on yritysکوhtainen. Suomessa on puolestaan keskusteltu eräänlaisen riskinarvioinnin asiantuntijapaneelin perustamisesta. Tämän paneelin tehtävänä olisi arviointien läpikäynti ja niiden hyväksyttävyyden tarkistaminen.

2.7 Yhteenveto ja kehittämistarpeet

Pilaantuneen maa-alueen kunnostuksen yleisenä tavoitteena on ympäristö- ja terveysriskien poistaminen. Kunnostaminen ja pilaantuneen maa-aineksen käsittely on normeilla ohjattua toimintaa, joskin esim. selkeät kunnostustarvetta ilmaisevat ohjeavrot puuttuvat. Käytännössä tiukat normit voivat rajata käytettävissä olevia ratkaisuvaihtoehtoja. Normeja joustavammat suositukset voisivatkin joissakin tilanteissa edistää ekotehokkuutta paremmin.

Ympäristölainsäädännössä edellytetään parhaan käyttökelpoisen tekniikan käyttöä (BAT-periaate), jätteen määrän vähentämistä ja hyötykäytön edistämistä. Säädökset antavat siis mahdollisuuden ekotehokkuuden huomioimiseen pilaantuneiden maa-alueiden kunnostuksessa, mutta suoranaista velvoitetta tähän ei aseteta. Lainsäädäntö ei edellytä, että ilmoitus- tai lupamenettelyssä harkittaisiin vaihtoehtoisia kunnostusmenetelmiä tai loppusijoitusratkaisuja nimenomaan ekotehokkuusnäkökulmasta. Lupapäätöksissä ei esimerkiksi tarvitse eikä toisaalta voida velvoittaa kunnostajaa toimittamaan pilaantuneet maa-ainekset lähimpään loppusijoitus- tai käsittelypaikkaan. Ekotehokkuuden toteutumista vaikeuttanee käytännössä myös lupien ja ilmoitusten käsittelyn eriytyminen, jolloin kunnostussuunnitelman hyväksymisestä päättävä viranomais ei ota kantaa siihen, missä ja miten poistettu maa-aines tai muu jäte käsitellään.

Jätelain yleiset velvollisuudet hyötykäytön edistämisestä koskevat myös pilaantunut maa-ainesta. Rakennusjätteitä koskevan sääntelyn mukaisia hyötykäyttötavoitteita ja -velvoitteita ei sen sijaan sovelleta pilaantuneeseen maa-ainekseen. Hyötykäyttömahdollisuudet jäävät siten toistaiseksi arvioitavaksi tapauskohtaisesti.

⁴ <http://www.fir-recycling.nl/>

PIRRE-hankkeen seuraavassa vaiheessa tarkastellaan tarkemmin pilaantuneen maa-alueen riskinhallintaratkaisuihin liittyvien ohjauskeinojen kehittämistarpeita ja niiden toteuttamismahdollisuuksia. Esiselvityksen perusteella näitä voivat olla esim. pilaantuneiden maa-ainesten hyötykäyttöä koskevat määräykset ja ohjeet, taloudelliset kannustimet kuten rahastot sekä kunnostustoimiin liittyvä tiedollinen ohjaus.

3. KUNNOSTAMISEN TALOUS: TEORIAA JA SUOMALAISTA KÄYTÄNTÖÄ

Markku Ollikainen, Elina Utriainen, Marja-Leena Kosola

3.1 Johdanto

Kun yksityinen kunnostuksen toteuttaja anoo lupaa pilaantuneen alueen kunnostukseen tai ilmoittaa kunnostuksesta, hänen voi olettaa arvioineen kunnostuksesta koituvat yksityiset hyödyt kustannuksia suuremmiksi. Arvioidessaan esitettyjä kunnostusvaihtoja viranomainen tarkastaa kunnostukseen liittyvät haitta-ainepitoisuuksien ja riskitason vähentämistavoitteet. Tavoitteiden asettamiseen liittyy myös taloudellisen toteuttamiskelpoisuuden harkinta, eli ns. kohtuullisuusperiaatteen soveltaminen. Kunnostusmenetelmien valinnassa tulee noudattaa parasta taloudellisesti käyttökelpoista tekniikkaa (BAT-periaate). Näyttää siltä, että samaa käytäntöä noudatetaan muuallakin Euroopassa: Beinatin ym. (1997) mukaan viranomaiset Euroopassa näyttävät perustaneen päätöksensä ennen muuta kustannuksiin ja toteuttamiskelpoisuuteen.

Tässä luvussa tarkastellaan Suomessa tapahtuvan pilaantuneiden alueiden kunnostuksen nykykäytännön taloudellisia näkökohtia. Aluksi tarkastellaan, mitä ympäristölainsäädäntö sanoo taloudellisten tarkastelujen liittämisestä kunnostustoimiin. Sitten keskustellaan kunnostukseen liittyvän talousteorian valossa kohtuullisuusperiaatteen soveltamisesta kunnostustoiminnassa. Tarkastelu perustuu teorian mukaisten hyötyjen ja kustannusten määrittämiseen sekä alalla tehtyyn tutkimus- ja selvitystyöhön. Sen jälkeen tarkastellaan, kuinka taloudelliset näkökohdat sisältyvät suomalaiseen käytäntöön.

3.2 Kunnostuksen talous ympäristölainsäädännössä

Viranomaisharkinnalle maaperän ja pohjaveden kunnostustoimissa ovat tärkeitä EU-neuvoston direktiivi ympäristön pilaantumisen ehkäisemisen ja vähentämisen yhtenäistämiseksi (96/61/EY, nk. IPPC-direktiivi) sekä sitä toteuttava kansallinen ympäristönsuojelulaki (YSL 86/2000). Suurta osaa nykyisin kunnostettavista kohteista koskee jätelaki vuodelta 1993 (JäteL 1072/1993). Sekä uusi että aikaisempi ympäristölainsäädäntö edellyttävät mahdollisimman hyvän ympäristön laatutason saavuttamista ja ylläpitämistä keinoilla, joiden tulee olla myös taloudellisesti tehokkaita. Kumpikin piirre ilmenee YSL:n aiheuttamisperiaatteessa, ennaltaehkäisyn ja haittojen minimoinnin periaatteessa sekä varovaisuusperiaatteessa.

Aiheuttamisperiaatteen mukaan toiminnan harjoittaja vastaa ympäristön pilaantumisen vaikutusten ennaltaehkäisystä ja ympäristöhaittojen poistamisesta tai rajoittamisesta mahdollisimman vähäisiksi. **Ennaltaehkäisyn ja haittojen minimoinnin** periaate edellyttää, että ympäristölle haittaa aiheuttavaan toimintaan ryhtyvän on huolehdittava ennalta haitallisten seurausten ehkäisemisestä. Periaate edistää tehokkaiden ja kustannus-hyötysuhteeltaan edullisten ympäristönsuojelutoimenpiteiden, mukaan lukien parhaan käyttökelpoisen tekniikan, hyväksikäyttöä. **Varovaisuusperiaate** on osa riskien hallintaa, jolla tarkoitetaan varautumista toiminnan aiheuttamiin ympäristöhaittoihin onnettomuustilanteessa tai normaalitoiminnassa.

Ympäristönsuojeluasetus määrittää, mitä lupahakemuksen tai ilmoituksen tulee sisältää (YSA 3 ja 5 luku). Siinä ei kuitenkaan ole asetettu erityisiä vaatimuksia ilmoitettavien kustannusten suhteen. Joiltakin loppusijoituksilta voidaan vaatia ympäristövaikutusten arvioinnin (YVA) suorittamista (ks. luku 2.3.7), mutta myöskään YVA-

laki tai -asetus eivät edellytä kustannustietojen esittämistä. Ympäristölainsäädäntömme ei siis näiltä osin ohjaa tarkemmin kunnostajan eikä viranomaisten päätöksentekoa kunnostamisen kustannusten ja hyötyjen käsittelyn suhteen. Kohtuullisuusharkintaa voidaankin siten pitää yleisenä ohjenuorana kunnostustavoitteita asetettaessa.

3.3 Kustannushyötyanalyysi maaperän ja pohjavesien kunnostuksessa

Ympäristölainsäädäntö edellyttää kustannus-hyötysuhteeltaan tehokkaiden toimien soveltamista aiheuttamis-, ennaltaehkäisy- ja varovaisuusperiaatteiden mukaisesti myös kunnostustoimien valinnassa. Kohtuullisuusperiaatteen soveltaminen kunnostuksen tavoitteiden määrittelyssä voitaisiin ideaalisessa tilanteessa toteuttaa soveltamalla kustannushyötyanalyysia. Kustannushyötyanalyysi on menetelmä, joka on kehitetty projektien kannattavuuden ja toteuttamiskelpoisuuden analyysiin. Siksi se sopii hyvin myös maa-alueiden kunnostusprojektien tavoitteiden ja toteuttamiskelpoisuuden tarkasteluun.

Kustannushyötyanalyysi (KHA) sovellettuna pilaantuneiden alueiden kunnostamiseen on laskentamenetelmä, jossa annetulla kunnostuksen jälkeisellä riskien tavoitetasolla määritellään kunnostuksesta koituvat hyödyt ja kustannukset. Jos hyödyt ylittävät kustannukset, projekti on toteuttamiskelpoinen. Täydellinen KHA vaatii, että tavallisten, hintajärjestelmän kautta ilmenevien kustannusten ja hyötyjen ohella on tietoa myös kaikista taloudellisesti relevanteista hyödyistä ja kustannuksista – myös niistä jotka eivät ilmene hintajärjestelmän kautta. Tällaisia eriä ovat erityisesti hyöty ympäristön laadun paranemisesta ja terveystarkistusten laskusta, sekä kustannukset kunnostustoimien aiheuttamista ympäristövaikutuksista. Tällaisetkin erät tulisi pystyä yhteismitallistamaan muiden kustannus- ja hyötyerien kanssa rahasuureissa (Broadman ym. 2001). Aina näiden erien määrittely rahassa ei kuitenkaan ole mahdollista. Silloin voidaan turvautua KHA:n sijaan ns. kustannusvaikutavuusanalyysiin.

Kustannusvaikutavuustarkastelu (KVA) sovellettuna pilaantuneiden alueiden kunnostustoimintaan tarkoittaa tapaa arvioida kunnostuksen jälkeisille riskeille asetetun tavoitetason saavuttamisen kustannukset. KVA määrittää minimikustannukset annetun riskitason saavuttamisesta. KVA:n avulla viranomainen voi suorittaa kohtuullisuusharkintaa muuntelemalla tavoiteriskitasoa ja arvioimalla siihen liittyvät kustannukset. KVA:n heikkoutena on se, että menetelmä sivuuttaa tarkastelusta kunnostamisen hyödyt.

Pilaantuneiden maa-alueiden kunnostuksen kustannushyötyanalyysin voivat laatia sekä yksittäiset kunnostajat että yhteiskunta, mutta ne soveltavat sitä eri tavoin. Kun yksityinen kunnostaja suunnittelee pilaantuneen alueen kunnostusta, hän tarkastelee kunnostuksesta koituvia yksityisiä *kustannuksia ja hyötyjä*. Arvioidessaan lupahakemuksen kunnostustavoitteiden taloudellista kohtuullisuutta tarkastelee yhteiskunnan näkökulmaa edustava viranomainen tai suunnittelija samoja yksityisiä kustannuksia. Näiden ohella hän voi laajentaa harkintansa kattamaan myös kunnostuksen *yhteiskunnalliset hyödyt ja kustannukset*. Pohdittaessa yksittäisten kunnostuskohteiden sijaan kunnostuksen yleisiä yhteiskunnallisia painopisteitä ja niihin kohdistettavien resurssien suuruutta, yhteiskunnallisten hyötyjen ja kustannusten arviointi on välttämätöntä.

Yksityisiin menoihin sisältyvät toisille taloudenpitäjille maksettavat suoritukset sekä erilaiset valtiolle ja kunnille maksettavat verot, kaatopaikka- ja käsittelymaksut ja mahdolliset sivukulut. Yhteiskunta puolestaan arvioi myös kaikkien kunnostukseen liittyvien tahojen kustannusten ja hyötyjen summaa. Tällöin kunnostustoimiin osallistuvien taloudenpitäjien (kunnostaja, urakoitsijat, kaatopaikat) keskinäiset maksut (esimerkiksi kunnostajan maksu maamassan kuljettamisesta tai käsittelystä) ja yhteiskunnalle maksamat verot kumoavat toisensa, koska toisen toimijan suorittama maksu

on toisen tulo. Koska tällaiset siirtosummat häviävät, tarkasteluun jäävät vain ns. yhteiskunnalliset reaalikustannukset ja –hyödyt. Yksityisten ja yhteiskunnallisten hyötyjen ja kustannusten eroa havainnollistetaan oheisessa esimerkissä.

Esimerkki: Kunnostuksen yhteiskunnallinen ja yksityinen kustannushyötyanalyysi

Seuraavassa havainnollistetaan yksityisten ja yhteiskunnallisten hyöty- ja kustannuserien luonnetta yksinkertaistetun yksityisen ja yhteiskunnallisen kustannushyötyanalyysin avulla.

Olkoon kunnostuksen kohde pieni lievästi pilaantunut maa-alue. Kunnostaja päättää poistaa pilaantuneen maamassan, joka toimitetaan kaatopaikalle ja alue täytetään puhtaalla massalla. Yksityinen hyöty ilmenee kiinteistön arvon nousuna, summana A. Kunnostaja maksaa urakoitsijalle massan kaivusta ja kuljetuksesta sekä uuden maan tuomisesta ja tasaamisesta summan K^* , johon sisältyy normaali arvonlisävero t , eli $K^* = (1+t)K$. Urakoitsijan kustannus näiden toimien suorittamisesta on C. Pilaantuneen maa-aineksen vastaanottomaksu kaatopaikalla on D^* . Oletetaan vastoin nykykäytäntöä, että maksu sisältää myös jäteveroa, määrän T, eli $D^* = D(1+T)$. Kustannus pilaantuneen maa-aineksen sijoittamisesta kaatopaikkaan on F. Alv-lainsäädännön mukaan urakoitsija tilittää arvonlisäveroa summan tK valtiolle ja kaatopaikka summan TD :n kuviteltuna jäteverona valtiolle.

Kunnostajan yksityinen nettohyöty, PB, on $PB = A - K^* - D^*$. Jos A ylittää kunnostuksen verolliset kustannukset, kunnostajan kannattaa toteuttaa kunnostushanke. Yhteiskunnallinen KHA edellyttää, että yllämainittujen erien lisäksi määritellään kunnostuksesta koituvat ympäristö- ja terveyshyödyt ja kunnostustoimien ympäristöhaitat. Kuvataan niitä summana $E + H - Z$ ja oletetaan, että kaikki on ilmaistu rahassa. Yhteiskunnallisessa KHA:ssa summataan yhteen kaikki yksityiset hyödyt ja kustannukset, yleiset ympäristö- ja terveyshyödyt ja kustannukset sekä valtiolle koituvat verotulot. Täten yhteiskunnallinen nettohyöty, SB, määritetään seuraavasti:

$$SB = (A - K^* - D^*) + (K^* - tK - C) + (D^* - TD - F) + (E + H - Z) + (tK + TD)$$

Kun SB:n lausekkeesta vähennetään toisensa kumoavat termit, ns. siirtosummat saadaan järjestämällä

$$SB = A + E + H - C - F - Z$$

Täten yhteiskunnallisessa KHA:ssa tarkasteluun jäävät vain ns. yhteiskunnalliset reaalikustannukset ja –hyödyt, koska taloudenpitäjien keskinäiset maksut (esimerkiksi kunnostajan maksu maamassan kuljettamisesta tai käsittelystä) ja yhteiskunnalle maksamat verot kumoavat toisensa. On siis syytä panna merkille, että yhteiskunnalliset hyödyt ja kustannukset eivät ole valtiolle koituvia hyötyjä ja kustannuksia, vaan ne sisältävät yksityisen kunnostajan, urakoitsijan, kunnallisen kaatopaikan sekä kaikille kansalaisille koituvia reaalisia hyötyjä ja kustannuksia.

Yhteiskunnan kannalta parhaan ratkaisun, joka siihen sisältyvien erien vuoksi poikkeaa kunnostajan ratkaisusta. Vertaamalla toisiinsa yksityisen kunnostajan ja yhteiskunnan kannalta parasta ratkaisua voidaan arvioida, kuinka paljon yksityisen kunnostuksen kannustimet poikkeavat yhteiskunnan parhaana pitämästä. Poikkeama syntyy lähinnä kahdesta syystä: monet yhteiskunnalliset hyöty- ja kustannuserät puuttuvat yksityisestä arvioinnista, minkä lisäksi olemassa oleva verorakenne vaikuttaa kunnostajan päätöksiin. Jos poikkeama on merkittävä esimerkiksi kunnostukseen liittyvien ympäristövaikutusten vuoksi, yhteiskunta voi harkita vero- ja muun ympäristöpoliittisen ohjausjärjestelmänsä täsmentämistä lähentääkseen toisiinsa yhteiskunnan hyvänä pitämää ja yksityistä ratkaisua.

Vaikka yllä esitetty talousteoria itsessään on yksinkertainen ja selkeä, kunnostustöiden kustannusten arvioimiseen liittyy monia valinta- ja rajaus- sekä kunnostuksen ajoitukseen ja kustannusten epävarmuuteen sisältyviä ongelmia (Sharefkin ym. 1984; Raucher 1986; Fenn ym. 2000; Porter 2002).

3.4 Kustannus- ja hyötyerien määrittelystä

Kunnostamisen hyöty- ja kustannuserät voivat vaihdella paljonkin riippuen pilaantumistapauksesta sekä käytettävissä olevista kunnostusvaihtoehdoista (Sharefkin ym. 1984; Fenn ym. 2000; Porter 2002). Myös eri maissa omaksut laskenta- ja arviointikäytännöt poikkeavat toisistaan. Esimerkiksi Beinatin ym. (1997) Hollannin käytäntöön sovellettu kustannustehokkuuslähestymistapa poikkeaa monin osin siitä kustannustehokkuus- ja kustannushyötyanalyysistä, jonka Fenn ym. (2000) ovat kehittäneet Englannin oloihin. Suomessa ei ole näin pitkälle vietyjä sovellutuksia, mutta Kosola ja Kemppi (2002) ovat tarkastelleet taloudellisten vaikutusten arviointia eräissä maaperähankkeissa. Vaikka yllämainitut lähestymistavat eroavat painotuksissaan, monet laskentaperiaatteet, kuten tulevien kustannusten ja hyötyjen diskonttaus, ovat kuitenkin yleisesti käytössä.

3.4.1 Kunnostuksen hyödyt

Yksityisen kunnostajan näkökulmasta katsottuna keskeinen hyöty pilaantuneen maa-alueen tai pohjaveden kunnostamisesta koituu alueen käyttömahdollisuuksien kasvusta ja sitä kautta kiinteistön arvon noususta. Yhteiskunnan näkökulmasta hyötyihin luettaisiin lisäksi mahdollisesti muille osapuolille koituvat hyödyt, jotka eivät ole kapitalisoituneet edellä mainittuun yksityistaloudelliseen arvoon. Näitä ovat erityisesti terveysriskien laskusta koituva hyöty ja ympäristön laadun paranemisesta koituvat ympäristöhyödyt. Koska nämä hyödyt eivät ilmene markkinoiden kautta, edellyttää niiden määrittely erityisponnistuksia ja aina näiden erien rahallinen arviointi ei ole edes mahdollista.

Kunnostuksen *hyötyjen rahallisessa arvioimisessa* käytettäviä keinoja ovat:

Kiinteistöjen arvon tarkastelu. Tyypillinen tapa arvioida pilaantumisen tai pilaantuneen maa-alan kunnostamisen taloudellisia vaikutuksia on analysoida, kuinka se vaikuttaa kiinteistöjen arvoon. Tähän voidaan soveltaa kiinteistöjen myyntihintanalyysiä, joka soveltuu yhtä hyvin asuin-, liike- ja teollisuuskiinteistöjen analyysiin. Empiirisiä sovellutuksia on runsaasti (Jackson 2001, 2002).

Ympäristöhyötyjen arvioiminen. Kunnostuksesta koituvaa ympäristön laadun paranemista voidaan arvioida tutkimalla, kuinka paljon kuluttajat ovat halukkaita maksamaan ympäristön laadun paranemisesta. Tilanteesta riippuen voidaan soveltaa erilaisia ympäristötaloustieteen arvottamismenetelmiä (Kolstad 2000).

Terveysriskien väheneminen. Terveysriskien vähenemisestä koituvaa taloudellista hyötyä voidaan määrittää arvioimalla, kuinka paljon terveysriskin väheneminen tilastollisesti katsottuna säästää ihmishenkiä ja arvottaa sitä keskimääräispalkalla (Hamilton & Viscusi 1995, 1999; Porter 2002; Burtraw & Krupnic 1999).

3.4.2 Kunnostuksen kustannukset

Kunnostuksen kustannuksia tarkasteltaessa on syytä pitää mielessä ero yksityisen taloudenpitäjän ja yhteiskunnan suunnittelijan välillä. Yhteiskunnan näkökulmasta katsottuna kustannuksiin lasketaan kaikki alueen puhdistamiseen liittyvät reaalikustannukset, ei kuitenkaan ns. uponneita kustannuksia. Kunnostamisen kokonaiskustannukset sisältävät pilaantuneen alueen tutkimus- ja suunnittelukustannukset, itse kunnostamistoimien kustannukset, kunnostamiseen mahdollisesti liittyvien ympäristövaikutusten estämisen kustannukset sekä kunnostuksen jälkeisen tarkkailun kustannukset.

Ehkä kattavin yksittäinen luokittelu kunnostuksen kustannuksille löytyy Beinatin ym. (1997) julkaisusta, jossa esitellään kunnostusten analyysia varten luotu REC-ohjelma. He tarkastelevat lähinnä yksityisen kunnostajan kannalta tärkeitä kustannuseriä, jotka luetaan seuraavien pääluokkien alle: kunnostusprosessin käynnistämiseen, toteuttamiseen ja käytönaikaiseen valvontaan liittyvät kustannukset; käyttö- ja ylläpito- sekä jälkihoidon kustannukset; uusintamiskustannukset; yleiskulut ja muut kustannukset.

Kunnostusprosessin käynnistämiseen, toteuttamiseen ja käytönaikaiseen valvontaan liittyvien kustannusten luokka on laaja ja se sisältää kustannuksia, jotka edeltävät itse kunnostusprosessia tai koituvat sen toteutusvaiheissa. Luokkaan kuuluvat muun muassa projektin valmistelukustannukset; valmistelevien toimien kustannukset; itse puhdistamisen kustannukset ja maamassojen siirron ja säilyttämisen kustannukset; pohjaveden puhdistamisen ja virtausten ohjaamisen kustannukset; rakenteiden tarkistamisen ja valvonnan kustannukset; ympäristöhallinnan ja ohjauksen kustannukset.

Käyttö- ja ylläpito- sekä seuranta- ja jälkihoitokustannukset ovat kunnostusprosessin aikana syntyviä kustannuksia ja ne sisältävät lähinnä laitteiden vuokraus-, ylläpito- ja energiakustannuksia sekä jälkihoidon kustannukset.

Uusintamiskustannukset aiheutuvat alkuperäisten laitteiden tai rakennelmien kunnan tarkistamisesta ja korvaamisesta uusilla.

Yleiskulut ja voitto -kustannuserä sisältää operointi- ja yleiskustannukset (kuten työmaakopit, energian käytön ja vastaavat erät), voiton ja tarvittavat riskivakuutukset.

Muut kustannukset sisältävät lähinnä maksettuja korvauksia toisille osapuolille.

Beinatin ja van Drunen (1997) esittämä luokittelu sisältää lähinnä yksityisen kunnostajan kannalta tärkeitä eriä; osa niistä, kuten voitto ja ympäristöverot, eivät ole olennaisia silloin, kun kunnostamista katsotaan yhteiskunnan näkökulmasta.

3.4.3 Aika ja epävarmuus hyötyjen ja kustannusten arvioinnissa

Koska kunnostamiseen kuluu aikaa ja kustannukset jakautuvat eri ajanjaksoille, on vertailtavuuden vuoksi tarpeen saattaa kaikki kustannukset ja hyödyt samaan, yleensä alkuajankohdan rahan arvoon, eli nykyarvoon. Menettelyä, jolla tämä tehdään sanotaan diskonttaukseksi. Siinä tulevaisuuden rahavirtoja arvioidaan nykypäivän arvossa käyttäen valittua diskonttokorkokantaa. Menetelmä on laajasti käytetty ja tunnettu ja se edellyttää muun muassa käytettävän diskonttokorkokannan valintaa. Yksityinen kunnostaja käyttää yleensä markkinakorkoa, koska se kuvaa rahan hintaa nykyisen ja tulevan välillä. Julkisen vallan diskonttokoron valintaan sen sijaan liittyy aina subjektiivinen tekijä: korkokantana voidaan käyttää joko markkinakorkoa tai tapauksesta riippuen jotain muuta korkotasoa. Herkkyysanalyysin avulla voidaan tutkia korkotason valinnan vaikutusta (Broadman ym. 2001).

Ajallinen ulottuvuus on eräs kustannus- ja hyötyarvioiden epävarmuuden lähde, sillä koskaan ei voida olla varmoja siitä, kuinka eri kunnostustekniikoiden kustannukset kehittyvät tulevaisuudessa. Toinen ja usein merkittävämpi epävarmuuden lähde on itse kunnostettavaan kohteeseen liittyvä epävarmuus. Läheskään aina ei tiedetä, kuinka suuri pilaantunut alue on, kuinka korkeita haitta-ainepitoisuudet ovat, tai kuinka toimiviksi valitut teknologiat käytännössä osoittautuvat. Vaikka eri toimien yksikkökustannukset tunnettaisiinkin hyvin, nämä epävarmuuden lähteet tekevät myös kokonaiskustannukset epävarmoiksi. Epävarmuus aiheuttaa kunnostuksen yhteiskuntataloudellisessa tarkastelussa vaikeasti ratkaistavia ongelmia, kuten riskikäyttäytymisen luonne tai kustannusten tilastollisten jakaumien määrittäminen. Käytännön laskennassa käytetään yleensä kustannusten odotusarvoja, mutta toisinaan, kuten REC-ohjelmassa, pyritään määrittämään myös kustannusten vaihteluväli, joka kertoo, kuin-

ka paljon kustannukset voivat poiketa odotusarvostaan alas- ja ylöspäin (Beinat ym. 1997).

3.5 Kunnostuksen kustannusten ja hyötyjen käsittely esimerkkitapauksissa

Edellä esitettyjen metodologisten seikkojen valossa tarkasteltiin valittuja suomalaisia esimerkkitapauksia (Liite 2). Taulukoihin 2 ja 3 on tiivistetty yleispiirteet siitä, kuinka taloudellisia seikkoja on esimerkkitapauksissa käsitelty.

Taulukko 2. Esimerkkikohteissa käsitelty hyöty- ja kustannuserät.

(+ + = esitetään rahamääräisiä lukuja, + = mainitaan aineistossa - = ei mainita aineistossa)

Tapaus	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Hyödyt										
- yksityiset	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
- terveyshyödyt	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
- ympäristöhyödyt	+	-	-	+	-	+	+	+	+	+
Kustannukset (kokon.)	-	-	-	-	++	++	++	++	++	-
- tutkimus & suunnittelu	-	-	-	-	++	++	-	-	-	++
- toteutuskustannukset	++	-	+	++	++	++	-	-	-	++
- jälkihoito & seuranta	-	-	-	++	++	++	-	-	-	++
- muut	-	-	-		++	++	-	-	-	++

Hyötyjä ei ole käsitelty rahamääräisesti ainoassakaan tapauksessa, mutta niihin viitataan suhteellisen usein. Viittaukset ovat luonteeltaan yleisiä ja ne koskevat useimmiten terveysriskien pienenemistä tai asukkaiden/käyttäjien haitan vähentämistä kunnostustoimien avulla. Lähes kaikissa tapauksissa osa kunnostuksen kustannuksista esitetään kokonaiskustannuksina. Yleisimmin raportoitu kustannuserä on kunnostuksen toteuttamiskustannukset, mutta myös jälkihoidon ja seurannan sekä tutkimus- ja suunnittelukustannukset on raportoitu usein. Kunnostuksen toteutuskustannukset esitellään yleensä vertailemalla eri kunnostusvaihtoehtojen kokonaiskustannuksia. Tapaukset 5, 6 ja 10 poikkeavat muista siinä, että niissä kustannuserät eritellään yksityiskohtaisesti.

Ehkä hieman yllättävä havainto aineistosta on se, että hankesuunnitelmissa, niitä koskevilla lupahakemuksissa ja viranomaispäätöksissä ei viitata kunnostuksen ajallisuuteen, tai eri aikoina suoritettavien kustannuserien nykyarvoistamiseen diskonttauksen avulla. Sen sijaan epävarmuus saa jonkin verran huomiota (taulukko 3). Epävarmuuden käsittely tarkoittaa tässä sitä, kuinka kunnostusalueen laajuuden ja pilaantumisasasteen paljastumisen myötä hyötyjen ja kustannusten arvioidaan mahdollisesti muuttuvan odotettavissa olevista hyödyistä ja kustannuksista.

Taulukko 3. Kunnostuksen ajallisuuden ja epävarmuuden käsittely esimerkkitapauksissa.

(+ + = esitetään rahamääräisiä lukuja, + = mainitaan aineistossa - = ei mainita aineistossa)

Epävarmuus	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
- hyödyt	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-
- kustannukset	+	-	-	+	+	+	-	-	-	-
- kustann. vaihteluväli	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
- terveysriskit	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
- saastumisen määrä	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Hyötyihin liittyvää epävarmuutta ei esimerkkitapauksissa ole ilmaistu rahassa. Tyypillisimmin epävarmuuteen viitataan kunnostussuunnitelmissa ja viranomaispäätöksissä vaatimuksella jälkiseurannasta tai varotoimenpiteisiin ryhtymisestä, jos valittu kunnostustoimi ei ole riittävän tehokas. Joissain tapauksissa on kiinnitetty huomiota myös

niihin epävarmuustekijöihin, jotka liittyvät käytettyyn kunnostustekniikkaan. Kustannuksia ja saastuneen alueen laajuutta/pilaantuneisuutta koskeva epävarmuus liittyvät tiiviisti toisiinsa; niihin myös viitataan varsin usein, joskaan rahallisia arvioita ei esitetä. Sen sijaan kustannusten vaihteluväliin ei ole viitattu ainoassakaan tarkastellussa hakemuksessa tai päätöksessä.

Esimerkkitapausten perustella voidaan todeta, että hankesuunnitelmissa, niitä koskevissa lupahakemuksissa ja viranomaispäätöksissä on tapana esittää tarkemmin ainoastaan kunnostukseen liittyviä kustannuksia. Useimmiten niistäkin esitetään vain osa. Kunnostuksesta koituviin hyötyihin tai kunnostuksen laajuutta tai valittua kunnostusvaihtoehtoa koskevaan epävarmuuteen viitataan usein, mutta esimerkkitapauksissa niistä ei ole esitetty rahamääräisiä arvioita.

3.6. Yhteenveto

Suomen nykykäytäntö edellyttää viranomaisilta kunnostuksen tavoitteiden määrittelyä ja taloudellisen kohtuusperiaatteen soveltamista sekä ilmoitus- että lupamenettelyssä. Kumpaankaan menettelyyn ei kuitenkaan ole liitetty kunnostajalle erityisiä vaatimuksia tai ohjeita kustannusten esittämiseen tai erittelyyn. Lupaviranomainen arvioi yleensä kunnostustoiminnan taloudellista kohtuullisuutta kokemuseräisen tiedon perusteella. Ongelmia saattaa syntyä esimerkiksi silloin, kun kunnostustavoitteiden asettaminen on erityisen herkkää kustannuksia ja tekniikkaa koskevalle harkinnalle. Lupaviranomainen ja toiminnanharjoittaja voivat myös olla eri mieltä asetettavien vaatimusten kohtuullisuudesta.

Kohtuullisuusperiaatteen soveltamisen helpottamiseksi kannattaakin pohtia, olisiko tietyissä tapauksissa syytä esittää ohjeita kustannusten raportoinnille lupahakemuksessa. Tapauksissa, joissa kohtuullisuusharkinta osoittautuu tärkeäksi, kunnostusta käsittelevän viranomaisen työ helpottuisi siitä, että kustannukset raportoitaisiin nykyistä tarkemmin. Se edellyttäisi, että pääkustannuserien erottelemiseksi ja selkeäksi raportoimiseksi annettaisiin ohjeet. Kunnostuskustannusten ja –hyötyjen yhdenmukainen arvioiminen ja niiden selkeä ja avoin esittäminen päätöksenteossa edistävät osaltaan myös ekotehokkuuden toteutumista.

4. YMPÄRISTÖ- JA TERVEYSRISKIEN ARVIOINTIMENETTELYT

Jaana Sorvari

4.1 Johdanto

Viime vuosina pilaantuneille maa-alueille tehtyjen kohdekohtaisten riskinarviointien määrä on kasvanut merkittävästi (Sorvari, julkaisematon tieto). Jatkossa riskinarviointin asema korostuu tulevan, maaperän pilaantuneisuuden määrittelyä koskevan valtioneuvoston asetuksen myötä (ks. tarkemmin luku 2.3.5). Riskinhallintapäätöksen perustuksessa kohdekohtaiseen riskinarviointiin on olennaista, että arviointi on mahdollisimman todenmukainen ts. se antaa totuudenmukaisen ja luotettavan kuvan pilaantumisesta aiheutuvista riskeistä. Ongelmat riskinarviointimenettelyissä saattavat johtaa ekotehokkuuden kannalta huonoihin riskinhallintaratkaisuihin kuten esimerkiksi huonoihin pohjaveden suojausratkaisuihin tai liioiteltuihin ja kalliisiin maaperän kunnostustoimiin.

4.2 Käytännöt muissa maissa

Useat maat soveltavat pilaantuneita maa-alueita (PIMA) koskevassa päätöksenteossa riskiperusteisia käytäntöjä. Nämä pohjautuvat usein portaattaiseen menettelytapaan, jossa arviointi etenee yksinkertaisista kvalitatiivisista menetelmistä kvantitatiivisiin ts. erilaisia malleja hyödyntäviin laskentamenetelmiin. Etenkin terveysvaikutusten osalta kvantitatiivisia riskinarviointimenetelmiä on käytetty paitsi kohdekohtaisissa arvioinneissa, myös ohjearvojen kehittämisen tasolla. Monet maat ovat kehittäneet omia laskentaohjelmiaan terveysriskien arviointia varten. Nämä keskittyvät kulkeutumisen ja altistuksen mallintamiseen vaikutusarvioinnin pohjautuessa yleisesti yksinkertaiseen vertailuun turvallisiin annostasoihin (RfD, ADI yms.). Eurooppalaiset ja yhdysvaltalaiset (ja kanadalaiset) arviointikäytännöt eroavat joiltain osin toisistaan. Esim. U.S. EPA suosittaa lyijyaltistuksesta aiheutuvan riskin arvioinnissa käytettäväksi referenssiannosvertailun (RfD) sijaan ns. farmakokineettistä mallia, joka kuvaa veren lyijypitoisuuden muuttumista altistuksen funktiona (U.S. EPA 1996). Erilaisilla arviointimenetelmillä saadut tulokset poikkeavat yleensä jopa huomattavasti toisistaan.

Etenkin USAssa on viime vuosina korostettu probabilistista (todennäköisyysjakaumiin perustuvaa) riskinarviointia determinististen (piste-estimaatteja tuottavien) menetelmien rinnalla (U.S. EPA 1999, 1997a). Myös Suomessa on viime vuosina yhä useammin sovellettu probabilistisia menetelmiä kohdekohtaisissa pilaantuneiden maiden kvantitatiivisissa riskinarvioinneissa (Sorvari, julkaisematon tieto). Menetelmien soveltamista on lisäksi selvitetty opinnäytetyössä (Kuusisto 2002).

Ekologisen riskinarvioinnin (ERA) osalta kvantitatiiviset menetelmät ovat edelleen pitkälti vasta kehitteillä. Etenkään maaperäympäristön vaikutusten arviointiin käytettävät menetelmät eivät ole vielä kovin kehittyneitä ja toksisuustiedon vähäisyys rajoittaa usein arviointia. CLARINET-verkoston puitteissa pidetyssä ECORISK-työpajassa ERAn tulosten tulkinta nähtiin yhtenä käytännön soveltamisen pääongelmista (Crommentuijn ym. 2001). Samanaikaisesti toivottiin pitoisuusohjearvojen rinnalle selkeitä ekologisia vaikutuksia kuvaavia viitearvoja.

Kvantitatiivinen ekologisen riskien arviointi voi perustua pilaantuneen alueen eliöstön tutkimiseen, laboratoriossa tehtäviin ekotoksikologisiin testeihin ja malliekosysteemikokeisiin tai matemaattisiin malleihin. Viime vuosina on kehitetty paljon ekotoksikologisia testimenetelmiä. Osa näistä on myös standardoitu. U.S. EPA on ke-

hittänyt altistuslaskentamenetelmiä eliöstölle⁵. Näiden avulla on laskettu myös ekologisia viitearvoja eri lajeille. Lisäksi on kehitetty erilaisia tietokonepohjaisia ohjelmia, joiden avulla voidaan arvioida ekologisia riskejä tai johtaa ekotoksikologisiin vaikutuksiin perustuvia tavoitearvoja. Tällaisia ovat mm. maaperän ohjearvojen kehittämiseen linkitetty, Hollannissa kehitetty OMEGA123 ja tätä vastaava yhdysvaltalainen laskentaohjelma (Posthuma 2003). Kanadan ympäristöministeriön toimesta on tehty ekologisten riskien arviointiin käytettävä tietokoneohjelma WCEM (Wildlife Contaminant Exposure Model) (WCEM 2001). Ainakin USA:ssa, Hollannissa ja Belgian Flanderin alueella käytetään ekologisten riskien arvioinnissa portaittain etenevää ns. TRIAD-menettelyä, jossa yhdistyvät kemialliset, toksikologiset ja ekologiset tutkimusmenetelmät ja -tiedot (U.S. EPA 1997b; Wagelmans ym. 2003; Bierkens 2003).

Yleensä PIMA-kohteissa joudutaan tarkastelemaan eri tavalla käyttäytyvien haitta-aineiden yhteisvaikutuksia. Ongelmana on tiedon puute muiden kuin vaikutusmekanismeiltaan ja -kohteiltaan samankaltaisesti vaikuttavien aineiden osalta. Esim. Hollannissa tietyt metallit ja pestisidit sekä aldrini ja dieldriini käsitellään additiivisina eli summautuvina (Ferguson ym. 1998; Risc-Human 2000). Dioksiinien ja toksisuusmekanismeiltaan niitä vastaavien PCB-yhdisteiden osalta toksisuusekvivalenttitarkastelu on yleisin myös meillä Suomessa. Tätä ns. TEF-metodiikkaa käytetään myös PAH-yhdisteille ainakin Hollannissa ja Tanskassa. Eri organisaatiot kuten ATSDR (Agency of Toxic Substances and Disease Registry), U.S. EPA, ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists), NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health), NAS (National Academy of Sciences) ja NRC (National Research Council) ovat esittäneet menettelytapoja yhteisvaikutusten arviointiin (ATSDR 2001). Menettelytavat ovat tyypillisesti portaittaisia ja alimmalla tasolla, kun taustatiedot yhteisvaikutuksista puuttuvat, on tarpeen tehdä toksisuustestejä pilaantumisen aiheuttaneella tai sitä vastaavalla haitta-aineiden seoksella. Toistaiseksi pilaantuneiden alueiden kvantitatiiviset riskinarvioinnit keskittyvät pitkälti yksittäisten haitta-aineiden tarkasteluun.

4.3 Hyväksyttävistä riskitasoista

Euroopan maissa pilaantuneiden maa-alueiden kunnostuspäätöksissä terveysriskien osalta sallittu lisäsyöpäriski vaihtelee välillä 10-4 (Hollanti) ja 10-6 (esim. Tanska) (Ferguson ym. 1998, Lijzen ym. 2001). Saksassa yksittäiselle aineelle raja on 10-5, mutta useiden aineiden yhteisvaikutuksille 5×10^{-5} . USA:ssa sallitut riskitasot vaihtelevat eri osavaltioissa välillä 10-6 ja 10-4. Ei-syöpävaarallisten aineiden osalta riskien määrittelyssä käytetään erilaisia viitearvoja, jotka vastaavat ihmiselle vielä turvallisia annoksia tai pitoisuuksia kuten esim. RfD/RfC (Reference Dose/Concentration), ADI/TDI (Acceptable/Tolerable Daily Intake) ja MRL (Minimal Risk Level). Hyväksyttävänä riskitasona on yleisimmin pidetty vaaraosamäärän (HQ) arvoa 1. Eri organisaatioiden ja maiden välillä viitearvoissa voi olla useiden kertaluokkien eroja, mikä johtuu lähinnä erilaisista määrittelytavoista ja eroista käytetyissä vaikutustiedoissa.

Ekologisten riskien osalta sallittuna riskitasona on yleisesti käytetty vaaraosamäärän (HQ) arvoa 1. Hollannissa ekologisiin riskeihin pohjautuvissa maaperän ohjearvoissa hyväksyttävänä tasona on pidetty HC5- ja HC50-arvoja (Swartjes 1999, Lijzen ym. 2001). HC5 ilmaisee pitoisuustasoa, joka on arvioitu turvalliseksi 95% lajeista tai maaperän prosesseista, HC50 vastaavasti 50%:lle. Hollannissa on esitetty myös ohjeistukset siitä, minkä lajien ja toimintojen säilyminen tulisi taata erilaisissa maankäyttöluokissa ja ympäristöissä (Leemkule ym. 1999; van Hesteren ym. 1999).

⁵ Saatavissa: <http://cfpub1.epa.gov/ncea>

Käytännöt siitä, miten tausta-altistus otetaan huomioon ihmisille sallitun riskitason määrittelyssä, vaihtelevat eri maissa. Joissain maissa TDI-arvosta vähennetään tausta-altistuksen (BI) osuus $TDSI = TDI - BI$ (esim. Belgia, UK) (Ferguson ym. 1998). Suurimmassa osassa Euroopan maita tausta-altistusta ei oteta huomioon ohjearvotasolla, mutta kohdekohtaisessa arvioinnissa se otetaan huomioon. Saksassa on oletettu, että 20 % haitta-aineiden kokonaisaltistuksesta on maaperästä peräisin, Tanskassa vastaava luku on 10 %. Iso-Britanniassa oletetaan, että 50 % kohdekohtaisesta sallitusta altistuksesta (TDSI) on peräisin paikallisesta maaperästä, 50% muualla olevasta saastumisesta.

4.4 Viime aikojen tärkeimmät tutkimusteemat

Terveys- ja ympäristöriskien osalta tärkeimpiä esille nousseita kysymyksiä ovat olleet erot eri riskinarviointimallien tuloksissa. EU:n CLARINET-hankkeen ja teollisuustahjoja edustavan NICOLE-verkoston puitteissa vertailtiin eri maissa käytettävien altistuskasentamallien tuloksia keskenään (Swartjes 2002; Baker ym. 2004). Eri mallien antamien tulosten todettiin samoilla lähtötiedoillakin poikkeavan huomattavasti toisistaan. Myös Suomessa toteutetussa mallien vertailuprojektissa päädyttiin vastaavanlaisiin tuloksiin (Rossi, 1999). Swartjes'n tutkimuksen tulosten perusteella päädyttiin suositteluun yhteiseurooppalaista mallien "työkalupakkia".

Muita ajankohtaisia teemoja pilaantuneiden maiden riskinarvioinnin ja -hallinnan kannalta ovat ainakin:

- biosaatavuuskysymykset,
- ekologia kaupunkialueilla, ekologisten riskien arviointimenetelmät ja tulosten tulkinta,
- brownfields-alueiden kehittäminen ja tähän liittyen kestävä kehitys -näkökulma,
- monikriteerianalyysimenetelmien ja muiden päätösanalyysityökalujen soveltaminen PIMA-päätöksenteossa (eri maissa kehitetyt järjestelmät), tähän liittyen myös osallistumisen kehittäminen (riskikommunikaatiokysymykset), sosiaalisten yms. yhteiskunnallisten tekijöiden huomioon ottaminen ja
- *in situ/on site* kunnostusmenetelmät (esim. (monitoroitu)luontainen puhdistuminen (M)NA, reaktiiviset seinämät).

EU:n puitteissa on meneillä useita yllä mainittuihin tutkimusteemoihin liittyviä hankkeita, mm.

- **BARGE-verkosto**⁶: tavoitteena biosaatavuuskysymyksiin liittyvän tutkimustoiminnan koordinoiminen, perustettiin CLARINET-verkoston yhteydessä,
- **LIBERATION-projekti**⁷: tavoitteena luoda kemiallisia ja biologisia menetelmiä sisältävä päätöksentekojärjestelmä (decision support system, DSS), jonka avulla voidaan parantaa pohjaveden suojelua sekä pilaantuneen maaperän ja siihen yhteydessä olevan pintavesiympäristön ekologisten riskien arviointia,
- **URBSOIL-verkosto**⁸: tavoitteena, luoda kaupunkialueiden kehittämisessä sovellettava päätöksentekojärjestelmä (DSS) (Hossack ym. 2003),
- **NORISC-hanke**⁹: v. 2003 lopussa päättynyt projekti, joka keskittyi kohdekohtaisesti käytettävän päätöksentekojärjestelmän (DSS) kehittämiseen, lopputuloksena

⁶ BARGE = Bioavailability Research Group Europe, saatavissa: http://www.clarinet.at/library/epp_papers/j.pdf

⁷ LIBERATION = Development of a decision support system for sustainable management of contaminated land by linking bioavailability, ecological risk and ground water pollution of organic pollutants, saatavissa: <http://liberation.dk>

⁸ URBSOIL = Urban Soils as a Source or Sink for Pollution: Towards a Common European Methodology for the Evaluation of their Environmental Quality as a Tool for Sustainable Urban Management

oli tietokoneohjelmisto, jota voidaan käyttää kohdetutkimusten suunnitteluun, pilaantumisen visualisointiin, riskien arviointiin, riskinhallintatoimien suunnitteluun ja kohteiden priorisointiin,

- **RESCUE-hanke**¹⁰: tavoitteena luoda menettelytapoja brownfields-alueiden kestävälle uudelleenkehittämiselle (Grimski ym. 2003),
- **WELCOME-projekti**¹¹: hankkeessa keskitytään erityisesti suurien pilaantuneiden alueiden ("megasites") riskinarviointi- ja -hallintamenetelmiin (Großmann ym. 2003),
- **EUGRIS-hanke**¹²: tavoitteena kehittää Internet-pohjainen pilaantuneiden maa-alueiden tietojärjestelmä, joka sisältää mm. tietoja säädöksistä ja ohjearvoista, esimerkkitapauksia, tietoja menetelmistä, meneillä olevista tutkimushankkeista, toteutuneiden tutkimuksen tuloksista, tulevista konferensseista, kursseista yms. (Frauenstein et al. 2003) ja
- **JOINT-hanke**¹³: tavoitteena kehittää toimivia teknisiä ratkaisumalleja pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskien hallitsemiseksi (Ertel 2003). Vuoden 2005 lopussa valmistuva JOINT kattaa kaikki työvaiheet eli kohdetutkimukset, riskinarvioinnin, kunnostuksen ja kokonaisvaltaisen riskien hallinnan.

Suomessa maaperän heterogeenisuus vaikeuttaa käytännössä merkittävästi pilaantuneiden alueiden kohdekohtaista riskinarviointia. Tätä ongelmaa on käsitelty VTT:n toteuttamassa hankkeessa (Kuusela-Lahtinen & Vahanne 2001, 2004).

4.5 Tilanne Suomessa: esimerkkikohteiden tarkastelu

4.5.1 Päätöksenteossa vaikuttavat tekijät

Suomessa tehdyissä PIMA-päätöksissä pääasialliset päätöskriteerit ovat olleet terveysriskit ja kunnostuskustannukset. Joissain tapauksissa on otettu maisemanäkökohdat huomioon kunnostuksen suunnittelussa (esim. puita säästävä kunnostusmenetelmä). Kulttuurihistorialliset näkökohdat on otettu huomioon muutamissa tapauksissa. Ekologiset riskit eivät ole toistaiseksi "tietoisesti" toimineet kunnostusta ja menetelmien valintaa ohjaavina tekijöinä, vaikkakin niitä on usein arvioitu jollain tasolla. On kuitenkin huomattava, että kunnostustavoitteina usein käytetyt, maaperän monikäytön mahdollistavat alemmat SAMASE-ohjearvot perustuvat pääosin ekologisiin riskeihin. Yhdessä tarkastellussa esimerkkikohteessa oli otettu huomioon kunnostuksen jälkeiset riskit rakenteille (täytön painuma). Yhdessä kohteessa oli arvioitu poistettavan pilaantuneen maa-aineksen tilalla tarvittavan luonnonmateriaalin tarvetta ja tämän käytöstä aiheutuvia päästöjä.

4.5.2 Käytetyt päätöksenteon "apuvälineet"

Esimerkkikohteissa riskinhallintatoimien määrittely perustui joko viitearvoihin tai kohdekohtaisen riskinarvioinnin tuloksiin. Terveysriskien arvioinnit olivat useimmiten kvantitatiivisia, monireittialtistuslaskentamalleihin perustuvia, kun ekologisista riskeistä oli tarkasteltu vain kvalitatiivisella tasolla (taulukko 4). Muutamassa kohteessa oli tut-

⁹ NORISC = Network Oriented Risk Assessment by In situ Screening of Contaminated Sites, saatavissa: <http://norisc.com>

¹⁰ RESCUE = Sustainable Regeneration Of European Sites in Cities and Urban Environments

¹¹ WELCOME = Water, Environment, Landscape, Management at Contaminated Megasites

¹² EUGRIS = European Sustainable Land and Ground water Management Information System

¹³ JOINT = Joint technical approach for soil and groundwater quality management

kittu alueella olevien ihmisten altistumista, yhdessä kohteessa asukkaille ja alueen päiväkotilapsille oli tehty myös erillinen terveystarkastus. Samaisessa kohteessa oli suoritettu myös ulkoilman ja asuntojen sisäilman tutkimuksia.

Taulukko 4. Käytetyt riskinarviointimenetelmät ja riskinarviointien sisältö esimerkkikohteissa.

+ = sisältyy riskinarviointiin, - = ei sisälly riskinarviointiin, ? = ei käy ilmi dokumenteista

HUOM! Tarkastelussa ei oteta kantaa siihen, milloin arvioinnin olisi tullut sisältää mitään elementtejä ja mitä arviointimenetelmiä olisi tullut käyttää.

	1	2,3	4	5	6	7	8	9	10
Kohdekohtainen terveysriskien arviointi	+	-	+	+	+	+	+	+	+
Kvantitatiivinen terveysriskien arviointi (altistusmallit)	+	-	-	+	+	-	-	+	-
Altistusmittaukset	+	-	+	-	-	-	+	-	-
Epidemiologiset tutkimukset	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Ekologinen riskinarviointi	-	-	+	+	+	+	-	+	-
Kvantitatiivinen ekologisten riskien arviointi	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Kunnostuksen aikaisten terveysriskien arviointi	+	+	+	+	+	+	+	+	-
Kunnostuksen aikaisten terveysriskien kvantitat. RA	+	-	-	+	+	-	-	+	-
Kunnostuksen aikaisten ekologisten riskien arviointi	-	-	+	-	-	+	-	-	-
Kunnostuksen aikaisten ekologisten riskien kvantitat. RA	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kunnostusvaihtoehtojen jälkeiset terveysriskit	+	-	+	+	+	+	+	+	-
Kunnostusvaihtoehtojen jälkeiset riskit, kvantit. arviointi	+	-	+	-	-	-	-	+	-
Kunnostuksen jälkeisten poikkeustilanteiden riskinarviointi	-	-	+	+	-	-	?	+	-
Kunnostuksen jälkeisten poikkeustilanteiden kvantit. RA	-	-	-	-	-	-	?	-	-
Kaivettujen massojen loppusijoituksesta aih. riskien arviointi	-	+	+	-	+	+ ²	+	+	-
Aineiden pov-kulkeutumisen arviointi, liukoisuuskokeet	-	-	+	+	+	-	-	-	-
Aineiden pov-kulkeutumisen arviointi, kvantit. mallit ¹	-	-	+	-	+	-	-	-	-
Aineiden kulkeutuminen ilman mukana, mittaukset	-	-	-	-	+	-	+	-	-
Aineiden kulkeutuminen ilman mukana, kvantit. arviointi ¹	-	-	-	+	+	-	-	-	-
Biotestit	-	-	-	-	-	-	-	-	-

¹tässä tarkoitetaan erillisiä, leviämisreittikohtaisia arviointeja, ei kuitenkaan altistuslaskentamallien sisään rakennettua laskennallista arviointia

²suunniteltu, ei vielä toteutettu referoidun raportin ilmestymiseen mennessä

Kunnostuksen aikaisia riskejä oli yleensä tarkasteltu vain työsuojeluriskinä. Useimmiten tämä käsitti vain laadullisen kuvauksen tarvittavista työsuojelutoimista, ei varsinaista riskinarviointia. Kunnostuksen jälkeisiä, pitkäaikaisia ympäristö- ja terveysriskejä ei ollut arvioitu. Joissain tapauksissa oli suunniteltu riskinhallintatoimia eli muutaman vuoden seuranta esim. läheisen asuinalueen pölypitoisuuksien ja suotovesien haitta-ainepitoisuuksien osalta. Käytännössä kunnostuksen jälkeen voidaan tehdä uusi, jäännöspitoisuuksiin perustuva riskinarvio.

Esimerkkikohteissa oli käytetty seuraavia monireittilaskentaohjelmia: CalTOX, RiscHuman, MMSOILS. Reittikohtaisista laskentamalleista oli käytetty EQ3- ja EQ6- (pohjavesikulkeutuminen) ja HELP-ohjelmia (vesitalous). Kulkeutuvuustutkimuksissa oli lisäksi käytetty NH4Ac-EDTA-uuttoa. Riskinarvioinnin rajaukset ovat usein epäselvät ja menetelmien valintaa on harvoin perusteltu (taulukko 5).

Taulukko 5. Kohdekohtaisissa riskinarvioinneissa tarkastellut tekijät ja riskinarvioinnin perusteet esimerkkikohteissa.

+ = määritetty/määritelty, - = ei määritetty/määritelty, -+ = osittain määritetty/määritelty, ? = ei käy ilmi dokumenteista HUOM! Tarkastelussa ei oteta kantaa siihen, milloin arvioinnin olisi tullut sisältää mitään elementtejä ja mitä arviointimenetelmiä olisi tullut käyttää.

	1	2,3	4	5	6	7	8	9	10
Riskinarvioinnin rajaukset	-	-	+	+	-+	-	?	-	+
Menetelmien valintakriteerit	-	-	-	+	-+	-	?	-	-
Kohdekohtaiset lähtötiedot, altistus (kvantit. RA, mallit)	-+	-	?	-	-+	-	-	+	-
Kohdekohtaiset lähtötiedot, (hydro)geologia	?	-	+	+	+	+	+	+	+
Kohdekohtaiset lähtötiedot, pitoisuudet kasveissa	-	-	+	-	+	-	-	-	-
Kohdekohtaiset lähtötiedot, pitoisuudet eläimissä	-	-	+	-	+	-	-	-	-
Taustapitoisuudet	-	-	-	- ¹	+	+	?	+	- ¹
Kohdekohtaiset lähtötiedot, kaikki olennaiset ympäristönosat	?	-	+	+	+	+	+	+	+
Olennaiset kulkeutumis- ja altistusreitit	-	-	+	+	-	+	+	+	-
Haitta-aineiden biosaatavuus	-	-	+	+	+	-	+	-	-
Aineiden yhteisvaikutusten tarkastelu	-	-	-	-	-	-	+	+	-
Epävarmuuden arviointi, kvalitatiivinen	+	-	+	+	+	+	+	+	-
Epävarmuuden arviointi, kvantitatiivinen	+	-	-	-	-+	-	+	-	-

¹ ei olennaista tarkasteltujen kriittisten haitta-aineiden osalta

Kohteisiin liittyvissä ympäristötutkimuksissa oli keskitytty maaperän ja, silloin kun näitä oli läsnä, myös pohja- ja pintavesien kemiallisiin tutkimuksiin. Eliöstöä oli tutkittu harvoin, joten ekologisten riskien arviointi pohjautui maaperä- ja pintavesipitoisuuksiin. Taustapitoisuuksia ei oltu aina selvitetty ja joissain tapauksissa taustanäytteiden alkuperä ja siten niiden edustavuus jäi epäselväksi.

Ainoastaan yhdessä kohteessa oli tarkasteltu eri haitta-aineiden yhteysvaikutuksia, menetelmänä tässä olivat terveydentilan ja epidemiologiset tutkimukset. Muissa kohteissa yhteisvaikutukset oli otettu huomioon ainoastaan suoraan summautuviksi tiedettyjen (additiivisten) aineiden osalta (dioksiinit+koplanaariset PCBt). Kvantitatiivisissa, altistusmalleihin perustuvissa riskinarvioinneissa kohdekohtaisten tietojen keruu oli osin puutteellista. Ympäristöolosuhteiden osalta oli useimmiten käytetty ainakin osin kohdekohtaista tietoa, mutta altistukseen liittyvien parametrien osalta ei oltu tarkistettu ulkomaisten lähtöarvojen sopivuutta paikallisiin olosuhteisiin. Näiltä osin myös dokumentointi oli osin puutteellista.

Riskinarviointiin liittyviä epävarmuuksia oli yleisesti kuvailtu laadullisesti. Kvantitatiivisissa arvioinneissa osa olennaisista epävarmuustekijöistä (esim. mallien soveltuvuus, viitearvojen soveltuvuus ja luotettavuus) oli jäänyt useimmiten tarkastelematta, sen sijaan kvantitatiivisissa arvioinneissa parametriarvojen vaihtelu on tyypillisesti otettu huomioon. Tilastollisten jakaumien ja ääriarvojen valintaperusteita ja lähteitä ei kuitenkaan oltu esitetty. Epävarmuutta aiheuttavina tekijöinä oli näiden lisäksi mainittu näytteenoton keskittyminen, parametriarvojen luonnollinen vaihtelu (mm. erot elintavoissa, fysiologiassa, altistusajassa), sääolosuhteet, biosaatavuus. Yhdessä esimerkkikohteessa oli tarkasteltu viitearvojen soveltuvuutta (ekologinen RA). Mainittuja epävarmuustekijöitä ei kuitenkaan oltu arvioitu kvantitatiivisesti kuten ei myöskään analyysiepävarmuuteen liittyvää virhettä (vaikka analyysien virherajat olivat tiedossa).

4.5.3 Päätöksenteon perusteet: riskien luonnehdinta ja hyväksyttävä riskitaso

Riskinarvioinnin tulosten luonnehdinnassa tausta-altistuksen, muiden tausta-altistuksesta aiheutuvien riskien ja riskien ulottuvuuksien tarkastelu on ollut yleensä osittain puutteellista (taulukko 6). Riskien alueellisia ja ajallisia ulottuvuuksia oli ylipääntään kuvattu harvoin. Kvantitatiivisissa terveysriskien arvioinnissa tarkasteluajan-

jaksona on käytetty yleisesti ihmisen elinikää. Herkkiin kohderyhmiin kuten imeväisikäisiin ja leikki-ikäisiin lapsiin kohdistuvan lyhytaikaisen kuormituksen vaikutusta ei oltu esimerkkikohteissa tarkasteltu erikseen. Vertailuarvona käytettyjen viitearvojen kuten esim. RfD-arvojen valintaperusteita ei oltu yleisesti esitetty eikä niiden perusteita selvitetty.

Taulukko 6. Riskinarvioinnin tulosten luonnehdinta.

+ = tarkasteltu/tehty, - = tarkasteltu/tehty, -+ = tarkasteltu osittain, ? = ei käy ilmi dokumenteista

	1	2,3	4	5	6	7	8	9	10
Tausta-altistus	-+	-	-+	-+	+	-	+	-	-
Riskivertailut	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Riskien ajallinen ulottuvuus	-+	-	-+	+	+	+	?	-	-
Riskien alueellinen ulottuvuus	-	-	-	+	-	+	?	-	-
Riskinhallintatoimien epävarmuus	-+	-	-	+	?	-	?	+	-

Riskinhallintatoimien suunnittelussa ei ole aina tukeuduttu suoraan kohdekohtaisen riskinarvioinnin tuloksiin vaan päätökset on usein tehty ns. varman päälle. Esimerkiksi vaikka altistusmittaukset rakennetulla pilaantuneella asutusalueella eivät ole osoittaneet merkittävää altistumista haitta-aineille, kunnostustoimet oli silti voitu suunnitella myös esim. ohjearvoihin tukeutuen. Kunnostus- ja muiden riskinhallintatavoitteiden asettamisessa on käytetty ainakin seuraavia viitearvoja:

- SAMASE-ohje- ja raja-arvot,
- sallittu lisäsyöpäriskitaso (terveysriskit) 10-5 ja 10-6 ja
- ADI tai vastaavat arvot.

Lisäksi ilman kautta tapahtuvassa altistuksessa viitearvoina on käytetty etenkin HTP-arvoja sekä osin myös WHO:n hengitysilman laadulle esittämiä laatuvaatimuksia.

4.6 Yhteenveto ongelmakohtista ja kehittämistarpeista

Edellä kuvatun, esimerkkikohteita käsitelleen katsauksen ja muun täydentävän aineiston perusteella voidaan tunnistaa riskiperusteista PIMA-päätöksentekoa käytännössä vaikeuttavat ja ekotehokkuuden toteutumiseen siten vaikuttavat tekijät, tiedonpuutteet ja riskinarviointeihin liittyvät erityisongelmat.

Yleisiä PIMA-päätöksentekoa vaikeuttavia tekijöitä ovat ainakin:

- **Hyväksyttävän riskitason määrittely**

Kun alueen kunnostustarpeen määrittelyn perusteena on kohdekohtainen riskinarviointi, yleisenä käytäntönä on, että arvioinnin tehnyt asiantuntija tekee ehdotuksen kunnostuksella tavoiteltavasta riskitasosta. Riskitason valintaperusteita ei kuitenkaan ole esitetty, eikä juurikaan pohdittu tämän vaikutusta esitettyyn kunnostustasoon. Joissain tapauksissa on käytetty epäolennaisia vertailuperusteita (esim. päätepiirteenä syöpäriski, vaikka kyseessä lyhytaikainen altistus). Lupaviranomainen asettaa viime kädessä hyväksyttävän riskitason kohdekohtaisesti, sillä riskitasosta ei ole annettu kansallisella tasolla määräyksiä, ohjeita eikä suosituksia.

- **Poikkeaminen ohjearvotasosta**

Ohjearvojen soveltaminen tuottaa ongelmia silloin, kun kohteesta ei ole tehty erillistä kohdekohtaista riskinarviointia. On epäselvää, miten kunnostuksen tavoitetasojen asettamisessa otetaan huomioon maankäyttö (koska ohjearvot ovat monikäytön mahdollistavia). Ohje- ja raja-arvon välinen "harmaa alue" on ongelmallinen, sillä suures-

sa osassa kohteita (esim. kauppapuutarhat, taimitarhat) pitoisuudet asettuvat tälle alueelle eli maa ei ole selkeästi pilaantunut.

- **Ekologiset riskit**

Ei ole selvyyttä siitä, miten ja missä määrin ekologiset riskit tulisi ottaa huomioon kunnostuspäätöksiä tehtäessä (esim. ampumaradat, pilaantuneille alueille rakennetut asuinalueet, taajamat ja kaupunkiympäristö).

- **Dokumentointi**

Kohdekohtainen riskinarviointi (lähtökohdat, mallien valintaperusteet, kvantitatiivisessa arvioinnissa käytetyt parametriarvot) on usein puutteellisesti dokumentoitu, jolloin prosessi ei ole "läpinäkyvä". Vaikka arvioinnin tulos voi sinänsä olla totuudenmukainen, huono dokumentointi vähentää sen luotettavuutta ja soveltamista päätöksenteossa.

- **Haitta-hyöty –tarkastelu**

Kohteissa ei ole tehty kokonaisvaltaista ympäristöhyöty vs. – haittatarkastelua, joten ekotehokkuusnäkökulmaa on ollut käytännössä vaikea ottaa huomioon. YVA-menettelytkin ovat liittyneet yleensä vain kaivettujen massojen loppusijoitukseen, eivät itse kunnostukseen.

Yleisiksi, riskinarvioiden tulosten epävarmuuksia lisääviksi tiedonpuutteiksi tunnistettiin:

- **Kvantitatiivisessa RA:ssa käytettävät parametriarvot**

Suomen olosuhteita kuvaavista altistusmuuttujista ei ole koottua tietoa.

- **Haitta-aineiden yhteisvaikutukset**

Haitta-aineiden yhteisvaikutuksista ei ole juurikaan tietoa. Viime vuosina on annettu tosin muutamia menettelytapaohjeita (esim. ATSDR).

- **Biosaataavuus**

Biosaatavuudesta on kvantitatiivista tietoa vain joidenkin haitta-aineiden osalta, näilläkin usein vain tietystä matriisista.

Kohdekohtaiseen riskinarviointiin liittyviä erityisongelmia ovat lisäksi:

- **Arviointimenetelmät**

Arviointimenetelmien valinta tuottaa ongelmia. Ei ole olemassa riittävästi tietoa siitä, mitkä menetelmät ja mallit soveltuvat erilaisten kohteiden arviointiin ja milloin kannattaa käyttää kvalitatiivisia, milloin kvantitatiivisia menetelmiä. Useimmiten on käytetty (ilman perusteita) tiettyä laskentamallia, jonka soveltuvuutta, rajoitteita ja epävarmuuksia ei ole arvioitu tulosten tulkinnassa.

- **Lähtötiedon heterogeenisuus, luotettavuus**

Riskinarvioinnissa käytettävät haitta-aineiden fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia koskevat tiedot ja vaikutustiedot vaihtelevat huomattavasti eri lähteissä. Pitäisi kiinnittää enemmän huomiota lähtötietoihin ja niiden luotettavuuteen.

Toteutuneissa kohdekohtaisissa riskinarvioinneissa todettiin puutteita seuraavissa asioissa:

- **Epävarmuustarkastelu**

Kattavaa epävarmuusanalyysiä ei useinkaan ole tehty. Tehdyissä tarkasteluissa olennaiset epävarmuustekijät (esim. mallien valinta) on usein jäänyt huomiotta.

- **Tulokset ja niiden tulkinta**

Riskinarviointien tulokset ovat olleet joskus ristiriitaisia haitta-aineen yleisen ympäristökäyttäytymisen huomioon ottaen (esim. dioksiinit). Tämä johtuu mahdollisesti käytettyjen mallien soveltumattomuudesta tarkastellun ilmiön kuvaamiseen (esim. niukkaliukoisten, lipofiilisten aineiden liukeneminen huokosveeten ja tästä tapahtuva kasvien otto).

- **Paikallisten olosuhteiden huomioon ottaminen**

- **Tausta-altistuksen huomioon ottaminen, riskivertailut**

Tausta-altistusta ei ole aina otettu riittävästi huomioon etenkin vertailtaessa kohdekohtaista altistumista sallittuihin päiväännoksiin. Riskivertailuja on tehty harvoin.

- **Dokumentointi** (ks. yllä)

- **Vaikutusarviointi**

Vaikutusarvioinnissa on käytetty yleisiä viitearvoja kuten sallittuja päivittäisannoksia ja –pitoisuuksia tai vastaavasti syöpävaarallisten aineiden osalta jotakin annosvasteen kulmakerrointa syöpäriskitason määrittämiseksi. Valittujen viitearvojen ja kulmakertoimien soveltuvuutta, rajoitteita, epävarmuuksia ym. tekijöitä ei ole tarkasteltu.

- **Yhteisvaikutusten arviointi**

Aineiden yhteisvaikutukset on tyypillisesti jätetty kokonaan huomiotta ts. on tukeuduttu yksittäisten haitta-aineiden (tai additiivisesti vaikuttavasti tiedettyjen aineiden aineryhmien) tarkasteluun. Biotestejä käytetään harvoin, vaikka ne voisivat antaa tietoa seosvaikutuksista (ja biosaatavuudesta).

Ekotehokkuusajattelua edistäviksi riskinarvioinnin kehitystarpeiksi voidaan yllä esitetyn perusteella tunnistaa:

- hyväksyttävän riskitason määrittely kansallisella tasolla
- Suomen olosuhteisiin soveltuvat menetelmät, käytännöt ja tulosten tulkintatavat.

Jatkotyössä käydään läpi yleisimpiä Suomessa ja muissa maissa käytössä olevia riskinarviointimenetelmiä (lähinnä laskentaohjelmia) ja näistä tehtyjä vertailututkimuksia. Tämän perusteella tunnistetaan eri menetelmien rajoitukset ja soveltuvuus olosuhteisiimme. Riskien hyväksyttävyyden määrittelyn osalta tarkastellaan riskien todentumista kotimaassa ja ulkomailla tutkituilla pilaantuneilla maa-alueilla.

5. KUNNOSTUSMENETELMÄT JA NIIDEN YMPÄRISTÖVAIKUTUSTEN TARKASTELU

Riina Antikainen, Juhani Gustafsson ja Anna-Liisa Kivimäki

5.1 Johdanto

Kuten edellä on jo todettu (luku 2), ympäristönsuojelulainsäädännön mukaan kunnostaminen tulee suorittaa parasta käyttökelpoista tekniikkaa (BAT) käyttäen ja siten, ettei toiminnasta aiheudu muuta ympäristön pilaantumista. Maaperän ja pohjaveden kunnostaminen voi tapahtua *in situ* (maa-ainesta tai pohjavettä siirtämättä), on site (paikan päällä) tai off site (kaivettu maa-aines tai pumpattu pohjavesi kuljetetaan muualle käsiteltäväksi). Suomessa yleisimmin käytössä olevia sekä myös eräitä kehitysvaiheissa olevia maaperän ja pohjaveden kunnostusmenetelmiä on esitelty esimerkiksi julkaisuissa Penttinen (2001) ja Sarkkila ym. (2004). Uusimpia pohjaveden kunnostusmenetelmiä on esitelty myös mm. julkaisuissa Reinikainen (2003) ja Tuomi ja Vaajasaari (2004). Pilaantuneiden maiden hyvistä kunnostuskäytännöistä on julkaistu vast'ikään erillinen menettelytapaopas (Mroueh ym. 2004).

Kunnostusmenetelmän valinta tehdään yleensä asiantuntijatietoon perustuen tarkastellen vaihtoehtojen terveys- ja ympäristöriskejä (vrt. luku 4) sekä kustannusvaikutuksia (vrt. luku 3). Valittavien menetelmien ja kunnostustoimenpiteiden tulee täyttää lainsäädännölliset vaatimukset (luku 2). Ympäristövaikutusten arviointimenettelyä (YVA) ei pilaantuneiden kohteiden tarkasteluun ole käytetty lukuun ottamatta kaivettujen massojen loppusijoitusvaihtoehtoja. Tällöin kyseessä on kuitenkin jätehuoltoa koskeva YVA-menettely.

Kunnostusmenetelmä on valittava aina kohdekohtaisesti, sillä eri menetelmät soveltuvat eri tavoin eri kohteisiin maaperän ja kallioperän rakenteesta, pohjavesiolosuhteista, haitta-aineista ja niiden määrästä riippuen. Massanvaihtoa, eristystä ja pohjaveden pumppausta lukuun ottamatta menetelmät perustuvat joko fysikaalisiin, kemiallisiin tai biologisiin reaktioihin. Osa menetelmistä ei tähtää haitta-aineen hävittämiseen, vaan tavoitteena on estää sen leviämistä ja näin poistaa tai vähentää pilaantumisen aiheuttamaa ympäristö- ja terveyshaittaa (esim. eristäminen).

Kunnostusmenetelmän valinnassa tulisi kiinnittää huomioita myös eri vaihtoehtojen (ml. 0-vaihtoehto eli kunnostamatta jättäminen) kokonaisympäristövaikutuksiin. Näitä voidaan arvioida esim. elinkaarianalyysin kaltaisilla menetelmillä.

5.2 Maaperän kunnostusmenetelmät

Vaikka erilaisia maaperän kunnostusmenetelmiä on viime aikoina kehitetty, on massanvaihto edelleen yleisimmin käytetty menetelmä. Massanvaihdolla tarkoitetaan pilaantuneen maan kaivamista ja poistamista. Usein tähän liittyy myös poistetun maa-aineksen korvaaminen puhtaalla. Kaivettu pilaantunut maa-aines voidaan käsitellä useilla eri menetelmillä kuten polttamalla tai kompostoimalla (orgaanisilla yhdisteillä pilaantunut aines). Yleensä kaivettu pilaantunut maa-aines sijoitetaan kaatopaikalle. Lievästi pilaantuneet maamassat yleensä hyötykäytetään lähinnä kaatopaikan rakenteissa tai suljettavien kaatopaikkojen peitossa. Voimakkaasti pilaantuneet maamassat tulee joko sijoittaa erityiskaatopaikoille, joissa on asianmukaiset eristysrakenteet, tai käsitellä esimerkiksi kiinteyttämällä, kompostoimalla tai polttamalla.

Massanvaihtoa ja kaatopaikkasijoittamista pidetään useimmiten pilaantuneen alueen riskinhallinnan kannalta tehokkaimpana vaihtoehtona, kun taas muiden, varsinkin

uusien tai vasta kehitysvaiheessa olevien, kunnostusmenetelmien tehokkuutta riskinhallinnassa ei pidetä riittävänä. Menetelmät voivat olla myös haitta-ainespesifisiä, toisin sanoen soveltuvia vain tiettyihin pilaantumistapauksiin. Pilaantunutta maata voidaan massanvaihdon ohella kunnostaa mm. kompostoimalla, polttamalla, eristämällä ja kiinteytyksellä. Nämä menetelmät vaativat yleensä kunnostettavien massojen kaivua, vaikkakin eristystä ja kiinteytystä voidaan tehdä myös *in situ* (paikoillaan, maata kaivamatta). Erilaiset pesumenetelmät, sähkökemialliset menetelmät, fytoimediaatio (puhdistaminen kasvien avulla) ja monet stabilointimenetelmät (esim. turvestabilointi) ovat Suomessa lähinnä vasta koeasteella. Maaperän mikro-organismeilla on usein kyky käyttää orgaanisia haitta-aineita energian ja hiilen lähteenä ja samalla hajottaa niitä. Biohajoamista voidaan tehostaa esim. lisäämällä maaperään ravinteita. Uusia, erityisesti *in situ* –menetelmiä kehitetään jatkuvasti, ja niiden toivotaan ohjaavan kunnostusta entistä ekotehokkaampaan suuntaan. Erilaisista *in situ* -menetelmistä saadut kokemukset ovat kuitenkin olleet osin myös huonoja, sillä esim. suunnitteluvirheet ovat johtaneet epäonnistuneisiin ja pitkäaikaisiin kunnostuksiin.

5.3 Pohjaveden kunnostusmenetelmät

Suomen jopa 20 000 mahdollisesti pilaantuneesta maa-alueesta noin 3 000 sijaitsee vedenhankinnan kannalta tärkeillä pohjavesialueilla (Suomen ympäristökeskus, julkaisematon). On todennäköistä, että useimmissa tapauksissa ainakin osa maaperässä olevista haitallisista aineista on jo päätynyt tai tulee lopulta päätymään pohjaveteen asti. On myös merkillepantavaa, että pohjaveden pilaaminen on kielletty myös luokiteltujen pohjavesialueiden ulkopuolella (YSL 8§). Yleisiä pohjaveden pilaantumista aiheuttavia aineita ovat öljyhiilivedyt, klooratut aromaattiset hiilivedyt, klooratut liuottimet ja raskasmetallit.

Jos pohjavesi todetaan pilaantuneeksi, on pilaantumisen aiheuttaja velvollinen puhdistamaan pohjaveden siihen tilaan, ettei siitä voi aiheutua terveyshaittaa eikä haittaa tai vaaraa ympäristölle. Pitoisuusrajana, jolloin puhdistustoimenpiteet yleensä tulee aloittaa, pidetään yleensä STM:n asettamia talousveden laatuvaatimuksia (Sosiaali- ja terveysministeriö 2000), vaikka niitä ei ole vahvistettu pohjaveden puhdistamisen tavoitearvoiksi. Laatusuositusten tehtävänä on osoittaa veden soveltuvuus talousvedeksi ja välillisesti kuvata veden terveydellistä laatua.

Käytetyin pilaantuneen pohjaveden käsittelytapa on ns. pump and treat – pumpaus ja käsittely, jonka tavoitteena on myös estää pilaantumisen leviäminen laajemmalle alueelle. Vesi voidaan johtaa esimerkiksi aktiivihiilisuodattimen läpi takaisin maaperään tai esikäsittelyn kautta kunnalliselle jäteveden puhdistamolle. Käytännön kokemukset pumppausmenetelmistä ovat osoittaneet, että puhdistamiselle asetettuja tavoitteita ei yleensä ole saavutettu, ja kustannukset ovat usein olleet arvioitua suuremmat. Lisäksi joidenkin haitta-aineiden liukeneminen pohjaveteen on hyvin hidasta, ja tällöin pilaantuneen pohjaveden pumppaus ja puhdistaminen ei ole riittävä kunnostustoimenpide.

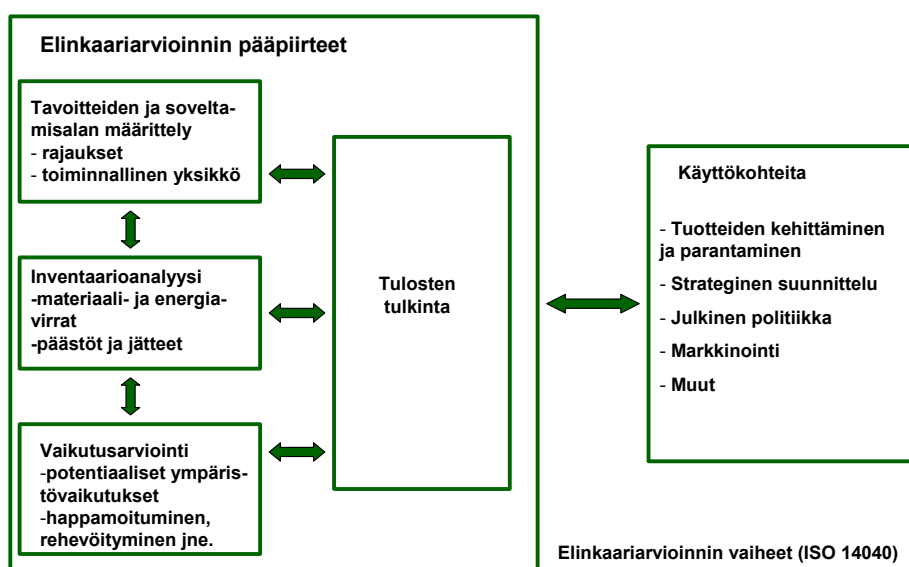
Vaihtoehtona pohjaveden pumppaukselle on käsitellä vesi paikoillaan. *In situ* – käsittelymenetelmiä ovat mm. pohjaveden ilmastaminen tai sen johtaminen vettä läpäisevän seinämän läpi, jossa puhdistuminen tapahtuu (ns. reaktiivinen seinämä). Maaperän ja pohjaveden mikro-organismien kykyä hajottaa haitta-aineita voidaan tehostaa lisäämällä pohjaveteen ns. elektroniakseptoreita kuten happea (ns. tehostettu luontainen puhdistuminen). Monitoroitu luontainen puhdistuminen MLP (Monitored Natural Attenuation, MNA) on kunnostusmenetelmä, jossa luonnon omat prosessit puhdistavat pilaantuneen alueen. Haitta-aineiden pitoisuuksia seuraamalla varmistetaan, että puhdistumista tapahtuu ja että pilaantuminen ei leviä laajemmalle, mutta

prosessiin sinänsä ei puututa.. Monia *in situ* –menetelmiä on sovellettu käytäntöön Suomessa varsin lyhyen ajan. Lisäksi niiden käytössä on rajoituksia muun muassa haitta-aineiden ominaisuuksien ja hydrogeologisten olosuhteiden suhteen, joten ne eivät tarjoa yleispätevää riskinhallintaratkaisua.

5.4 Elinkaariarviointi pilaantuneiden maa-alueiden kunnostuksen arvioinnissa

5.4.1 Elinkaariarvioinnin periaate

Elinkaariarviointi on menetelmä, jolla arvioidaan systemaattisesti materiaalien, tuotteiden tai palvelujen mahdollisia ympäristövaikutuksia koko elinkaaren ajalta raaka-aineen hankinnasta tuotteen hylkäämiseen asti. Elinkaariarvioinnista on laadittu kansainväliset standardit (ISO 14 040 - 14 043). Ne ohjeistavat elinkaaritutkimuksen suorittamista, mutta eivät määrittele täsmällisesti sitä, miten arviointi tulee tehdä. Elinkaariarvioinnin vaiheet on esitetty kuvassa 1. Prosessin pääperiaatteena on avoimuus. Kaikki taustaolettamukset tulee tuoda esille niin, että arviointiin tutustuva henkilö voi päätellä arvioinnin mahdolliset puutteet ja niiden vaikutukset tuloksiin.



Kuva 1: Elinkaariarvioinnin vaiheet (ISO 1997)

Suomessa elinkaariarviointi on suhteellisen yleisesti käytetty menetelmä tuotteiden ja tuotejärjestelmien ympäristövaikutusten arvioimisessa. Pilaantuneiden maa-alueiden tarkastelussa elinkaariarvioinnilla voidaan tunnistaa kunnostusmenetelmien koko elinkaaren aikaiset ympäristövaikutukset. Vaikka massanvaihto on useimmiten erityisesti kunnostettavalla alueella terveysriskien hallinnan kannalta tehokkain vaihtoehto, saatavat sen kokonaisympäristövaikutukset olla suuret. Suomessa ei tietävästi ole pilaantuneiden alueiden kunnostuksen kokonaisympäristövaikutuksia tarkastelleita tutkimuksia. Kaivetun maa-massan käsittelyn, lähinnä kuljetusten, aiheuttamia päästöjä on tarkasteltu julkaisemattomassa selvityksessä (Eskola 2004). Muualta maailmasta, kuten Ruotsista ja Kanadasta, löytyy esimerkkejä tällaisista tutkimuksista. Ainakin Saksassa ja Hollannissa on kehitetty elinkaariarviointimenetelmään perustuvat tietokoneohjelmat pilaantuneiden alueiden kunnostuksen optimointiin.

5.4.2 Ruotsalainen LCA -tarkastelu

Ruotsissa Ribbenhed ym. (2002) ovat tutkineet elinkaarianalyysin soveltuvuutta pilaantuneisiin alueisiin liittyvien ympäristövaikutusten arviointiin. He tarkastelivat yhdessä kohteessa neljää eri kunnostusmenetelmää pilaantuneen maan ja/tai sedimentin kunnostamiseen. Toiminnallisena yksikkönä eli tarkastelun perusyksikkönä oli 1 tonni kuivaa maata/sedimenttiä ennen käsittelyä (esikäsittelyn jälkeen). Tarkastellut vaikutukset olivat: ilmastonmuutos, happamoituminen, rehevöityminen, alailmakehän otsonin muodostuminen, energiankulutus, toksisuus ihmisille ja ekotoksisuus. Lisäksi arvioitiin puhdistustehokkuutta.

Tuloksina todettiin, että LCA soveltuu pilaantuneiden maa-alueiden kunnostusmenetelmien tarkasteluun. Suurin ympäristövaikutus tarkastelluissa tapauksissa aiheutui energian ja/tai sähkön käytöstä. Massojen kuljetuksen ja kunnostuksissa käytetyn laitteiston ja tarvikkeiden, erityisesti metallien ja kemikaalien, merkitys oli myös suuri. Eri menetelmien vaikutukset eri ympäristöongelmiin vaihtelivat.

Jatkotutkimustarpeina tutkijat totesivat, että:

- LCA:lla on syytä tarkastella myös muita käytössä olevia, erityisesti *in situ*, kunnostusmenetelmiä
- ympäristövaikutusten rinnalla on arvioitava myös elinkaaren aikaiset taloudelliset vaikutukset (life cycle costs),
- systeeminrajausta on laajennettava sisältämään maan varastointi, kaatopaikkasijoittaminen ja kuljetukset sekä hyötykäyttö,
- terveys- ja ympäristöriskien arviointimenetelmiä on kehitettävä, jotta nämä näkökohdat voitaisiin paremmin ottaa LCA-tarkasteluissa huomioon (vrt. myös luku 4), ja
- on kehitettävä LCA:n vaikutusarvioinnin painotusmenetelmiä.

5.4.3 Kanadalaiset tutkimukset

Toffoletto ym. (2003) ovat soveltaneet LCA-menetelmää diesel-öljyllä saastuneen kohteen biologisen puhdistamisen (bioremediaatio) arviointiin ja Lesage ym. (2003) brownfield –alueen tarkasteluun. Kuten Ribbenhed ym. (2002, ks. yllä) myös Toffoletto ym. ja Lesage ym. totesivat LCA:n soveltuvan saastuneiden maa-alueiden sekä brownfield –alueiden hallinnan apuvälineeksi ja ympäristövaikutusten kokonaisvaltaiseen tarkasteluun. Toisaalta useita kehittämiskohteita on edelleen siinä, miten menetelmässä voidaan eri tekijöitä ottaa huomioon, sekä lähtötietojen saatavuudessa ja niiden laadussa. Toffoletto ym. totesivat edelleen, että haitta-aineen pitoisuuden kohteessa alittaessa tietyn tason kunnostustoimenpiteet voivat aiheuttaa enemmän ympäristöhaittoja kuin hyötyjä. Kuljetusmatkojen todettiin myös olevan tärkeimpiä ympäristövaikutuksia aiheuttavia tekijöitä.

5.4.4 Saksalainen UvA

UvA (=Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren) on elinkaariarviointiin perustuva tietokoneohjelma, jolla voidaan tarkastella kunnostusmenetelmien aiheuttamaa ympäristökuormitusta (Volkwein 2001). Ohjelmassa otetaan huomioon energian ja raaka-aineiden kulutus, jätteiden muodostuminen, päästöt vesiin, ilmaan ja maaperään, kuljetukset, maankäyttö ja melu.

Tarkastellut vaikutusluokat ovat:

- kumulatiivinen energiankulutus
- jätteiden kokonaismäärä
- kaatopaikalle sijoitetun jätteen määrä
- fossiilisten polttoaineiden käyttö
- veden kulutus
- maan käyttö
- ilmastonmuutos
- happamoituminen
- foto-oksidanttien muodostuminen
- toksisuus: ilmapäästöt
- toksisuus: vesipäästöt
- toksisuus: päästöt maaperään
- haju
- melu.

Menetelmän heikkoutena voidaan pitää sitä, että sen lähtötiedot ovat suhteellisen vanhoja (vuosilta 1988-1996) (Andersson 2003). Tiedot on sovitettu länsieurooppalaisiin olosuhteisiin, pääasiassa Saksaan.

5.4.5 Hollantilainen REC

Hollantilainen REC (= Risk reduction, Environmental merit & Costs) on päätöksenteon tukijärjestelmä, joka tarkastelee pilaantuneiden kohteiden kunnostuksen kolmea eri ulottuvuutta (Beinat ym. 1997):

- riskien vähentämistä,
- ympäristöhyötyjä ja
- kustannuksia.

Riskien vähentäminen

Menetelmä perustuu kohteen haitta-ainepitoisuuksien ja maaperän ohjearvojen vertailuun, ja sen avulla saadaan tunnusluku ihmisille, ekosysteemeille ja muille kohteille kunnostuskohteessa tapahtuvien toimenpiteiden vuoksi aiheutuvista riskeistä. Riskien vähentämistä tarkastellaan paikallisesta näkökulmasta.

Ympäristöhyödyt

Ominaisuus perustuu elinkaariajatteluun, ja kuvaa kunnostustoimenpiteiden ympäristötasetta. Menetelmässä tarkasteltavat ympäristötekijät ovat:

- maaperän laatu,
- pohjaveden laatu,
- kulutetun maaperän määrä (m^3),
- kulutetun pohjaveden määrä (m^3),
- energiankulutus,
- päästöt ilmaan (CO_2 , NO_x ja SO_2),
- päästöt pintavesiin,
- jätekertymä (m^3) ja
- maankäyttö ($m^2 a^{-1}$).

Kustannukset

Menetelmässä arvioidaan koko kunnostuksen aikaiset vuosittaiset kustannukset. Myös kunnostuksen suunnittelukustannukset otetaan mukaan tarkasteluun. Kustannukset perustuvat arvioon odotetuista kustannuksista, mutta myös mahdolliset epävarmuustekijät otetaan huomioon. Kustannustarkastelu on yksityistaloudellinen. Yhteiskunnallisia kustannuksia ei oteta huomioon.

Tarkastelussa voidaan käyttää vain yhtä tai joitain kolmesta ulottuvuudesta, tai kaikkia samanaikaisesti. Menetelmää on sovellettu käytännön päätöksentekotilanteissa esimerkiksi Hollannissa yli 50 kohteessa, ja se on ohjannut käytännön kunnostustoimenpiteiden suuntausta ja kunnostusmenetelmien valintaa (Nijboer, 2004). Menetelmä on kuitenkin kehitetty hollantilaiseen käyttötarkoitukseen, ja siinä käytetyt päästökertoimet ja esimerkiksi maaperän ohje- ja tavoitearvot ovat hollantilaisiin olosuhteisiin soveltuvat.

5.4.6 REC ja UvA –menetelmien vertailu

Andersson (2003) vertaili REC- ja UvA-tietokoneohjelmien tuloksia entisen huoltoaseman kunnostuksessa. Huoltoaseman maaperän haitta-aineet olivat PAH-yhdisteet ja alifaattiset hiilivedyt. Pohjavedessä oli PAH-yhdisteitä, alifaattisia hiilivetyjä ja BTEX-aineita. Maaperässä haitta-aineiden pitoisuudet olivat alle ruotsalaisten raja-arvojen. Pohjavedessä alifaattisten hiilivetyjen määrä ylitti raja-arvot, PAH-yhdisteiden ja BTEX-aineiden määrä alitti ne. Pohjavesi päätettiin kunnostaa pump-pauksen ja käsittelyn avulla. Käsittelymenetelminä käytettiin adsorptiota (aktiivihiili) ja in-situ bioremediaatiota (ravinne- ja elektroniakseptorilisäys). Puhdistettu vesi imeytettiin takaisin maahan. Haitta-aineista tarkasteltiin vain alifaattisia hiilivetyjä.

Inventaarioanalyysin tulokset painotettiin asiantuntijapaneelin arviointiin pohjautuen. Painotuksen perusteella adsorption ympäristövaikutukset ovat suuremmat kuin bioremediaation. Painotuksen perusteella molemmat menetelmät aiheuttavat eniten vaikutuksia maan käyttö –kategoriassa. Koska kyseessä oli vain pohjaveden kunnostukseen käyttävän laitteiston vaatima maa-ala (5 m³), kokonaisuudessa vaikutus ei ollut kovin merkittävä. Riskin vähenemistä ja kustannuksia ei tarkasteltu.

REC- ja UvA –menetelmät antoivat eri tuloksen siitä, kumpi tarkastelluista kunnostusmenetelmistä, adsorptio vai bioremediaatio, on ympäristövaikutusten kannalta parempi. Tulosten erilaisuus selittyy lähinnä sillä, että arviointimenetelmien systeemi-rajaukset ovat erilaiset ja ne tarkastelevat eri tavoin kunnostuksessa käytettyjen raaka-aineiden ja energian kulutusta. UvA-menetelmän lähestymistapa on laajempi kuin REC'n.

Johtopäätöksenä voidaan todeta, että päätöksentekoprosessin apuna käytetty menetelmä saattaa vaikuttaa ratkaisuun merkittävästi. Näin ollen päätöksentekijän olisi voitava tarkastella päätöksenteon tukijärjestelmän rajoituksia ja taustaoletuksia riittävästi.

5.5 Tilanne Suomessa: esimerkkikohteiden tarkastelu

5.5.1 Maaperän kunnostusmenetelmät ja ympäristövaikutusten tarkastelu

Esimerkkikohteiden perusteella pyrittiin saamaan tieto yleisimmistä valituista kunnostusmenetelmistä sekä niiden valintaan johtaneista perusteista.

Tarkastelluista kymmenestä esimerkkitapauksista kahdeksassa maan kaivu (massanvaihto) oli ensisijainen kunnostusmenetelmä, jota oli kuitenkin osin täydennetty muilla menetelmillä, kuten pilaantuneen alueen peitolla puhtaalla maakerroksella. Kohdetarkasteluiden perusteella myös muita kunnostusmenetelmiä oli useimmiten tarkasteltu ainakin pintapuolisesti, mutta niiden oli todettu joko olevan soveltumattomia kyseessä oleville haitta-aineille tai niiden tehokkuutta riskinhallinnassa ei pidetty riittävänä.

Niistä kohteista, joissa massanvaihto ei ollut ensisijainen menetelmä, yhdessä haitta-aineiden laatu oli sellainen, että kaivusta epäiltiin aiheutuvan suurempi terveysriski kuin pilaantuneen maan jättämisestä paikalleen. Toinen alue puolestaan oli kulttuurihistoriallisesti arvokas kohde, jonka yhtenäisyys pyrittiin suojelemaan pilaantuneen maan peiton ja eristyksen sekä maankäytön rajoitusten avulla.

Riskinhallintatoimien epävarmuus oli otettu huomioon kaikissa paitsi yhdessä tarkastelluista kohteista. Sen osalta todettiin yksiselitteisesti, että koska haitta-aineet on poistettu, ei altistuminen niille enää ole mahdollista. Muissa kohteissa noudatettavia riskinhallintatoimenpiteiden epävarmuutta pienentäviä toimenpiteitä olivat mm. havainnointikerrokset puhtaan ja pilaantuneen maan välillä (peitto, eristys), kaatopaikka-, pinta-, orsi- ja pohjavesien seurantavelvollisuudet sekä eristerakenteiden kunnon seuraaminen. Eräissä kohteissa oli asetettu velvoite arvioida kunnostustarve uudelleen, mikäli alueen maankäyttö muuttuu.

Elinkaaritarkastelua ei oltu tehty yhdessäkään esimerkkikohteessa. Ympäristölu-
vissa oli pääsääntöisesti mainittu päästöt veteen ja ilmaan, jälkimmäisillä tarkoitettiin lähinnä kunnostuksen aikaisia pölypäästöjä. Kuljetuksen ympäristövaikutuksia ei ollut tarkasteltu muuten kuin pölyämisen osalta. Ylipäänsä ympäristövaikutusten kokonaisvaltaista tarkastelua (esim. kunnostuksen elinkaaren aikaisen energiankulutuksen) ei oltu tehty.

Niissä kohteissa, joissa oli tehty YVA, ympäristövaikutuksia on tarkasteltu laajemmin kuin sellaisissa, joissa sitä ei ole tehty. Elinkaarinäkökulmaa ei näissäkään selvityksissä varsinaisesti ollut.

5.5.2 Pohjavesien tutkimus- ja kunnostusmenetelmät

Valituissa esimerkkikohteissa alkuperäisiä maaperä- ja pohjavesitutkimusraportteja oli käytettävissä varsin rajoitetusti, joten pohjaveden pilaantuneisuustutkimusten luotettavuutta on mahdoton arvioida. Yksikään kohteista ei sijainnut luokitellulla pohjavesialueella eikä minkään alueen pohjavettä käytetty talousvetenä (taulukko 7). Koska alueet eivät olleet vedenhankintakäytössä, ei hydrogeologisista olosuhteista ollut ole-massa tarkkoja lähtötietoja. Pilaantuneisuuden perusselvitys sisälsi pohjaveden laadun seurannan lisäksi maaperä- ja pohjavesitutkimukset, joiden perusteella oli arvioitu haitta-aineen kulkeutumista. Tutkimukset olivat todennäköisesti kustannussyistä osittain puutteellisia (kairauspisteitä liian vähän, maalajit määritetty silmämääräisesti, havaintoputkien määrä ja/tai syvyys riittämätön). Ympäristöriskiä arvioitaessa oli selvitetty yleensä kirjallisuudesta kunkin haitta-aineen erityisominaisuudet, jotka vaikuttavat kulkeutumiseen maaperässä ja pohjavedessä. Ainoastaan kahdella kunnostusalueella oli tarkasteltu haitta-aineen kulkeutumista laskentamallilla (MMSOILS, EPA 1996; CalTOX, CEPA 1993; McKone 1997) (vrt. luku 4.5.2). Näissä käytettiin uuttokokeilla määritettyjä pidättymiskertoimia.

Taulukko 7. Yhteenveto esimerkkikohteiden pohjavesitutkimuksista

	1	2, 3	4	5	6	7	8	9	10
Kohde sijaitsee luokitellulla pv-alueella 0=ei; 1=kyllä	0	0	0	0	0	-	0	-	0
Kohteen vaikutuspiirissä talousvesikaivoja 0=ei talousvesikäytössä; 1=yksityisiä talousvesikaivoja; 2=vedenottamo	0	0	1?	0	0	-	0	-	0
Pohjaveden pilaantuminen 0=ei havaittu; 1o=orsiveden pilaantuminen havaittu; 1p=varsinainen pv-esiintymä pilaantunut	0	0	1p	1o, 1p	0	-	1o (1p?)	-	1p
Haitta-aineen kulkeutumisen arviointi 1hg=hydrogeologisten tietojen perusteella; 1m = mallien avulla; 1l = liukoisuustestien avulla;	1m	1hg	1hg	1gh, 1l	1m	-	1hg, 1l	-	1hg
Hydrogeologiset tutkimukset 0=ei tutkimuksia; 1=alustavat tutkimukset; 2=perusteelliset tutkimukset	?	1	1	2	2?	-	2	-	1, 2?
Pohjaveden laadun seuranta 0=ei seuranta; 1=seuranta satunnaista; 2=jatkuva seuranta useassa havaintopisteessä	0	1	2	1	1	-	1 (2?)	-	2?
Pohjaveden puhdistus 0=ei pv puhdistusta; 1=puhdistus suunnitteilla; 2=pv puhdistettu	0	0	?	0	0	-	0	-	2
Pitoisuusvertailun viitearvot s=STM talousvesi; m=muu	s	s	?	s	s	-	?	-	m?

- = Ei tarkasteltu

Viidellä esimerkkialueella pohjavesi oli todettu pilaantuneeksi. Kolmella alueella pilaantumista ei ollut havaittu. Viidellä alueella varsinainen pohjavesimuodostuma oli paksujen savikerrosten peittämä ja saven yläpuolella oli vaihtelevan paksuinen orsivesikerros. Savikerrosten oli katsottu kaikissa tapauksissa suojaavan syvempää pohjavesiesiintymää pilaantumiselta, mutta haitta-aineiden kulkeutuminen tai riski kulkeutumiselle orsivesikerrokseen otettiin kunnostussuunnitelmissa huomioon. Useimmiten savikerrosten suojaava vaikutus oli kuitenkin perustunut optimistiseen arvioon. Savikerrosten laajuutta, paksuutta ja jatkuvuutta ei ollut pyritty tai pystytty selvittämään. Usein myös pohjavesiseuranta oli ollut puutteellista, vaikka alueella arvioitiin olevan riski haitta-aineen kulkeutumiselle orsivesikerrokseen, ja mahdollisesti edelleen syvempään pohjavesikerrokseen. Useissa tapauksissa orsivesikerrokset ja niiden alapuoliset savikerrokset, joiden jatkuvuudesta ja paksuudesta ei ollut varmaa tietoa sekä kallioperän ruhjeet, aiheuttivat merkittävää epävarmuutta pilaantumisen laajuuden arviointiin. Näytteenotto- ja analyysimenetelmiä eri haitta-aineita tutkittaessa ei oltu raportoitu yksityiskohtaisesti, joten näytteenoton luotettavuutta ja mittausepävarmuutta ei voitu arvioida. Kunnostussuunnitelmissa haitta-aineiden pitoisuuksia pohjavedessä oli verrattu STM:n asettamiin talousveden laatuvaatimuksiin. Yhdellä kunnostettavalla alueella pohjavedessä havaittuja pitoisuuksia oli verrattu "yleisesti pohjaveden kunnostuksessa hyväksytyihin raja-arvoihin" tarkentamatta minkä määräyksen tai asetuksen mukaiset ko. raja-arvot olivat.

Esimerkkikohteissa pohjaveden käsittelyä ei katsottu tarpeelliseksi, koska alueen talousvedessä/kaivovedessä ei oltu havaittu haitta-aineita, pitoisuudet olivat hyvin pieniä tai alueen pohjavettä ei käytetty talousvetenä. Mikäli haitta-aineita oli havaittu orsivedessä tai varsinaisessa pohjavesiesiintymässä, alueen pohjavedelle määrättiin käyttökielto talous- tai kasteluvetenä ja pohjaveden laadun tarkkailua jatkettiin. Jois-

sakin kohteissa pyrittiin eristysrakenteilla estämään haitta-aineiden leviäminen pohjaveden virtauksen mukana. Kaikissa kohteissa maaperän kunnostustöiden aikana kerättiin alueiden sade- ja suotovedet aktiivihiihtisuodatukseseen tai muuhun käsittelyyn, jotta saatiin estettyä pinta- tai pohjavesien laaja-alaisempi likaantuminen.

5.6 Yhteenveto tiedontarpeista ja ongelmista nykykäytännöissä

Vaikka erilaisia maaperän ja pohjaveden kunnostusmenetelmiä on viime aikoina kehitetty, on massanvaihto yleisimmin käytetty menetelmä. Useissa tapauksissa käytännössä soveltuvia vaihtoehtoja massanvaihdon on vain vähän. Vaihtoehtojen menetelmien käyttöönottoa rajoittaa muun muassa niiden soveltumattomuus erilaisille haitta-aineille. Lisäksi erilaisista *in situ* -menetelmistä saadut kokemukset ovat olleet osin huonoja mm. suunnitteluvirheistä johtuen. Näin ollen näiden menetelmien riskinhallintakykyyn ei aina luoteta. Käytännössä myös kiireinen aikataulu usein rajoittaa vaihtoehtojen menetelmien valintaa. Menetelmien kehittyessä ja tiedon lisääntyessä kunnostuskäytännöt saattavat muuttua.

Eri kunnostusmenetelmien elinkaaren aikaisista ympäristövaikutuksista ei ole saataville riittävästi tietoa, jotta riskinhallintapäätöksen tekijä voisi tehdä ratkaisun, mikä menetelmä kannattaisi valita kulloisellakin haitta-aineen pitoisuudella, maamassojen kuljetusetaisyydella tai muulla vastaavalla tekijällä arvioituna. Suomessa ei ole tehty vertailua eri menetelmien elinkaaren aikaisista ympäristövaikutuksista, joten riskinhallintavaihtoehtojen paremmuutta kussakin kohteessa ei voida määrittää.

PIMA-kunnostussuunnitelmissa hydrogeologiset olosuhteet ja pohjaveden pilaantuminen on joissakin kohteissa selvitetty varsin puutteellisesti, vaikka haitta-aineen kulkeutuminen pohjaveteen ja pohjavesivirtauksen mukana edelleen muualle ympäristöön saattaa aiheuttaa merkittäviä terveydellisiä ja ekologisia riskejä. Ympäristönsuojelulain pohjaveden pilaamiskielto (YSL 8§) kieltää myös toiminnan, jonka seurauksena toisen kiinteistöllä oleva pohjavesi voi käydä terveydelle vaaralliseksi tai kelpaamattomaksi tarkoitukseen, johon sitä voitaisiin käyttää. Siksi mahdollisuus käyttää alueen pohjavettä talousvetenä myös tulevaisuudessa pitäisi ottaa huomioon. Pohjaveden pilaantuneisuus ja mahdolliset kunnostustoimenpiteet pitäisi selvittää, vaikka alueen pohjavettä ei arviointihetkellä käytetäkään talousvetenä.

Kunnostuksen tavoitearvoina yleisesti käytetyt terveysperustaiset STM:n raja-arvot (STM 461/2000) ovat talousvedeksi toimitetun verkostoveden laatuvaatimuksia tai –suosituksia. Vesipolitiikan puitesäädöksiin perusteella tullaan vuoden 2005 loppuun mennessä määrittämään pohjaveden hyvän kemiallisen tilan arviointiperusteet, jotka eivät perustu terveydellisiin vaikutuksiin. Kunnostusvaatimusten yhtenäistämiseksi edellä mainittujen raja-arvojen soveltamista pohjaveden puhdistamisen tavoitearvoina tulisi ohjeistaa. Tavoitetasoja asetettaessa pitäisi myös huomioida alueen geologisista olosuhteista mahdollisesti aiheutuvat joidenkin haitallisten aineiden korkeat taustapitoisuudet.

Hankkeen jatkossa tarkastellaan, miten riskinhallintaratkaisun elinkaariajattelun mukaiset ympäristövaikutukset voitaisiin ottaa mukaan päätöksentekoon nykyistä paremmin. Muualla käytössä olevia elinkaaritarkastelumenetelmiä ja niiden käyttökelppoisuutta Suomessa tarkastellaan ja niistä pyritään muokkaamaan Suomen olosuhteisiin soveltuva versio.

6. OSALLISTUMINEN PÄÄTÖKSENTEKOON JA RISKIViestintä

Pekka Hokkanen ja Teija Haavisto

6.1 Osallistuminen ja keskeiset toimijat maa-alueiden pilaantumistapa-uksissa

6.1.1 Yleisiä havaintoja suunnittelu- ja päätöksentekoprosesseista

Pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan päätöksentekoon osallistumiseen ja sen toimijarakenteeseen vaikuttavat yhtäältä yleiset, koko yhteiskuntaa koskettavat ilmiöt ja kehitystrendit, toisaalta poliittisen ja hallinnollisen toimintakulttuurin ominaispiirteet ja lainsäädännölliset reunaehdot. Siten PIMA-prosesseille on tyypillistä vahva sääntely ja muodolliset hallintomenettelyt sekä asiantuntijavetoisuus ja päätöksenteon edustuksellisuus. Kansalaisten suora osallistuminen on harvinaista. Suomalaisessa yhteiskunnassa on syvälle juurtuneet perinteet edustuksellisesta vallankäytöstä. Niin suunnittelu- kuin päätöksentekokoneisto on toiminut pääsääntöisesti virkamies- ja luottamushenkilövetoisesti ilman kansalaisten suoraa osallistumista. Kaikkiaan osallistumisen muodot ovat Suomessa perinteisesti olleet hyvin maltillisia ja yhteiskuntanormien mukaisia. Koskiahon (2002) mukaan Suomessa ei ole ollut sellaista yleistä perinnettä, jossa kansalaisilla olisi valta käyttää suoraa osallistumista.

Toisaalta PIMA-prosessien osallistumisrakenteisiin vaikuttavat kyseisten hankkeiden omat erityispiirteet, joista keskeisin on pilaantuneen maa-alueen kunnostuksen ja siihen liittyvän päätöksenteon luonne. Siinä pyritään aina parantamaan olemassa olevaa tilannetta, siirtymään huonosta vähintäänkin vähemmän huonoon, mieluummin hyvään ympäristön tilaan. Esimerkiksi ympäristölupaa ei haeta ”ympäristön pilaamiseen” vaan sen parantamiseen. Tämä vaikuttaa suoraan myös osallistumisen intresseihin ja olennaiseen toimijajoukkoon. Esimerkiksi naapureiden tai ympäröivän alueen asukkaiden intressit ovat PIMA-prosessissa aivan toiset kuin ympäristöä pilaavassa tilanteessa. PIMA-prosesseissa hankkeen vaikutusalue on pääsääntöisesti hyvin rajattu (pohjavesitapaukset ovat ongelmallisempia), millä on oma vaikutuksensa asianosaisten joukkoon ja sitä kautta osallistumiseen ja toimijarakenteeseen. Hankkeet linkittyvät usein myös maankäyttöön, mikä aiheuttaa kaavoituksen ottamisen huomioon osana päätöksentekoprosessia.

Olennaisia ovat kuitenkin eri mittasuhteiden PIMA-hankkeiden merkittävät erot. Pienissä hankkeissa osallistumisen ja toimijuuden rakenteet ovat hyvin pienet ja vakiintuneet, mutta hankekoon kasvaessa ja ongelmien monipuolistuessa myös osallistumiselle rakentuvat toisenlaiset haasteet. On ilmeistä, että osallistumisen ja toimijarakenteen kannalta keskeisintä on se, mitä menettelytapaa (ilmoitus, lupa tai YVA) hankkeessa on sovellettu (ks. menettelyn valinnasta luku 2 sekä esim. Mäenpää 2003). Koska valtaosa hankkeista hoidetaan ilmoitusmenettelyllä, muovaa jo lainsäädäntö kuulemisen ja osallistumisen varsin suppeaksi.

6.1.2 Päätöksentekoprosessien toimijat ja osallistumisympäristöt

Vakiintuneet (ja tyypilliset) toimijat pilaantuneen maaperän ja pohjaveden päätöksentekoprosesseissa ovat viranomainen, toiminnanharjoittaja sekä tämän palkkaama konsultti. Viranomaisista prosesseihin voivat osallistua kunnan ympäristö- tai terveysviranomainen tai alueellisen ympäristökeskuksen edustaja. Viranomaisilla voi edelleen

olla prosesseissa useita eri rooleja, kuten lupaviranomaisen tai asiantuntijan rooli. Konsultti usein sekä tekee kunnostukseen liittyvää tutkimusta että valvoo kunnostusta. Valtaosa PIMA-hankkeista viedään läpi tällä vakiintuneella toimijajoukolla ilman, että päätöksentekoon osallistuisi muita tahoja. Muita mahdollisia toimijoita ovat maanomistaja(t), kiinteistön omistaja(t) ja haltija(t), naapurit sekä asiantuntijaviranomaiset. Näiden rooli ja osallistuminen riippuu yksiselitteisesti siitä, millaista menettelytapaa hankkeessa on päätetty soveltaa. Muiden asianosaisten kuuleminen voidaan järjestää ympäristölupaprosesseissa sekä ympäristövaikutusten arviointimenettelyssä (YVA). Hankkeiden toteutusvaiheessa toimijajoukko automaattisesti laajenee, kun mukaan tulevat urakoitsija, valvoja sekä joissakin tapauksissa riippumaton laadunvalvoja.

Prosessien alkuvaiheet ovat ”hiljaisia” tutkimusvaiheita, joista niin toimenharjoittajat kuin viranomaisetkaan eivät liiemmin tiedota julkisuuteen. Tässä vaiheessa esimerkiksi kansalaisten osallistuminen ja tiedonhankinta on täysin heidän oman aktiivisuutensa varassa. Muodollisesti viranomaisen tulee antaa kaikki olemassa oleva tieto sitä pyytävälle, mutta aktiivinen tiedottaminen on PIMA-hankkeissa mitätöntä. Tulee tosin huomioda, että viranomaisenkin saa edelleen eteenpäin tiedotettavaa informaatiota hankkeesta vasta ilmoituksen eri liiteasiakirjoissa – siihen asti pilaantuneen alueen tutkimukset ovat ensisijaisesti tilaajan ja tutkimuksen toteuttajan välinen prosessi. Prosessi muuttuu avoimemmaksi mahdollisissa kuulemisvaiheissa, mutta on kauttaaltaan tosiasiallisesti varsin suljettu ja pienen toimijajoukon hallitsema. Keskeistä prosessin avoimuudessa on toimijoiden asianosaisuus, mikä ”avaa” mahdollisuuden osallistua hankkeeseen ja tiedon saantiin.

Hankkeen mittasuhteet ratkaisevat käytännössä valitut osallistumis- ja vuorovaikutusympäristöt. Pienissä hankkeissa asia käsitellään viranomaisen ja toimenharjoittajan sekä konsultin välisenä asiana, käytännössä siis hyvin pienen toimijajoukon välisenä prosessina. Tällöin sovelletaan ilmoitusmenettelyä. Suuremmissa hankkeissa vaadittu ympäristölupa tuo oman päätöksenteon instrumentin kokonaisuuteen mukaan. Tämä tarkoittaa myös laajempia osallistumisympäristöjä sekä monipuolisempaa toimijajoukkoa. Jos hankkeeseen sovelletaan YVA-menettelyä, muuttuvat osallistumisen ja toimijoiden rakenteet selvästi.

6.1.3 Kansalaisten osallistumisen ja kuulemisen järjestäminen

Jos hanke edellyttää ympäristöluvan saamista, viranomainen järjestää kuulemisen (lupa- tai YVA-menettelyssä). YVA-menettelyssä yhteysviranomainen järjestää kuulemisen sekä YVA-ohjelmasta että –selostuksesta. Kaksivaiheinen osallistuminen pyrkii varmentamaan kansalaisten näkemysten välittymistä päätöksentekoon. Velvoitetta kuulemisen järjestämisestä ei voida siirtää toimenharjoittajalle. Toisaalta toimenharjoittajat voivat omaehtoisesti kuulla eri osapuolia harkitessaan kunnostuspäätöstä ja sen eri vaihtoehtoja.

Kun asia tulee viranomaisen toimesta ”vireille”, on esimerkiksi yksittäisillä kansalaisilla mahdollisuus saada aineistoa tietoonsa ja välittää näkemyksiään viranomaiselle. Olennaista tässä on se, että tässä vaiheessa on jo tehty päätös kunnostamisesta. Muut toimijat eivät siis ota osaa tähän periaatteelliseen ratkaisuun.

Leimallista lupa- ja YVA-menettelyissä järjestetyille kuulemisille on niiden muodollinen ja jäykkä luonne. Viralliset kuulemismenettelyt edistävät harvoin kaksisuuntaista vuorovaikutusta. Edelleen niihin osallistumista vähentää heikko tiedottaminen ja erilaisten osallistumisresurssien kasaantuminen harvoille toimijoille. Ongelmana voidaan nähdä myös se, että kansalaisnäkemysten vaikuttavuus päätöksiin on epäsystemaattista ja viime kädessä viranomaisen ja toimenharjoittajan vastuulla.

Kansalaisosallistumisen järjestämistä varjostaa usein kiire sekä suoranainen osaamattomuus ja kokemattomuus. Avoimen tiedottamisen, osallistumisen ja vuoro-

vaikutuksen järjestäminen vaatii omia erityistaitoja, joita aina ei ole käytettävissä. Osallistumista saatetaan myös pelätä voimakkaiden intressiristiriitojen vuoksi, vaikka todennäköisesti avoin toimintatapa ennemminkin vähentäisi vastakkainasetteluja ja nostaisi yleistä tietämystä hankkeesta ja sen mahdollisesti aiheuttamista ongelmista. Ansiokkaan riskiviestinnän avulla voidaan mm. välttää turhia pelkoja ja estää tiedotusvälineiden kautta välittyvää väärää kuvaa.

6.1.4 Kansainvälisiä kokemuksia osallistumisesta

Kansainvälisiä kokemuksia pilaantuneiden maa-alueiden kunnostuspäätöksistä ja päätöksentekoprosesseista on koottu mm. tuoreeseen EU-selvitykseen (Bardos ym. 2003). Eri toimijoiden osallistuminen ja pääsy päätöksentekoprosessiin nostetaan selvityksessä esille. Selvitys korostaa mahdollisimman monien osapuolien kuulemistä, jotta päätöksenteko voisi perustua monipuoliseen tietoon. Päätöksentekoprosessien toivotaan olevan avoimia, tasapuolisia ja systemaattisia. Eri toimijoiden välille rakentuva yhteisymmärrys kunnostuspäätöksistä on osa kestävästä kehitystä. Useimmissa Euroopan maissa kansalaisia kuullaan tai he voivat osallistua pilaantuneiden maiden riskien hallinnan päätöksentekoon. Osallistumisen aste tosin vaihtelee suuresti. Niissä maissa, joissa lainsäädäntö edellyttää laajaa kansalaisten osallistumista erilaisten ympäristökySYMysten päätöksentekoon, kuten Yhdysvallat, Iso-Britannia, Ranska ja Australia, on olemassa osallistumista koskevia ohjeita (Bulman ym. 2000, Bardos ym. 2002; U.S. EPA 2002b; Petts ym. 2003). Iso-Britanniassa on julkaistu useita raportteja kansalaisten osallistumisesta (Environment Agency 2004). Näissä on esimerkiksi selvitetty kansalaisten osallistumisen edellytyksiä ja eri osapuolten näkemyksiä osallistumisesta. Lisäksi yhdessä tutkimuksessa testattiin osallistumismenetelmää kuvitteellisen tapauksen avulla (Petts ym. 2003).

Suomalaiset osallistumiskäytännöt ja toimijarakenteet eivät eroa merkittävästi käytännöistä ja rakenteista muissa pohjoisen ja läntisen Euroopan maissa. Paikallisten tai alueellisten viranomaisten rooli päätöksentekijänä on keskeinen lähes kaikissa EU-maissa. Julkiset kuulemiskäytännöt ovat nekin yleisesti käytössä eri maissa. Eroja on lähinnä siinä, että esimerkiksi Iso-Britanniassa ja Ranskassa eri kansalaisryhmiä, järjestöjä ja muita kansalaisyhteiskunnan toimijoita pyritään aktivoimaan mukaan päätöksentekoprosessiin selvästi Suomea aktiivisemmin ja jo varhaisessa vaiheessa päätöksentekoprosessia. Toimijoiden määrää pyritään toisin sanoen lisäämään aktiivisemmin sen ohella, että toimenharjoittaja ja viranomainen edistävät hanketta. Esimerkiksi Tanskassa ja Hollannissa on pyritty kehittämään päätöksentekoprosesseja siihen suuntaan, että kansalaisten eli ns. maallikkoasiantuntijoiden näkemykset saataisiin integroitua niihin entistä paremmin. Tähän liittyy myös tiedottamisen oikea ajoitus ja kohdentaminen yhtä lailla kuin se, että tiedon tulee olla kaikille ymmärrettävää (Bardos ym. 2003).

6.2 Riskiviestintä maa-alueiden pilaantumistapauksissa

6.2.1 Riskiviestinnän määritelmä

Lundgren & McMakin (1998) ovat määritelleet riskiviestinnän ”interaktiiviseksi riskiä ja potentiaalista riskiä koskevaksi tietojen ja mielipiteiden vaihtoprosessiksi yksilöiden, ryhmien ja instituutioiden välillä”. Riskiviestinnän perimmäisenä tavoitteena on auttaa asianosaisia ymmärtämään riskiä koskevan päätöksen perusteita niin, että he pystyvät muodostamaan tasapainoisen näkemyksen, joka heijastaa kyseistä asiaa kos-

kevaa tietoaaineistoa sekä heidän omia mielenkiinnon kohteitaan ja arvojaan (OECD 2002). Näin ollen riskiviestintä ei ole vain tiedonvälitystä riskeistä ja riskien hallinnan päätöksistä vaan siinä on otettava huomioon kansalaisten riskikäsitykset, vaaroja ja riskejä koskeva tieteellinen tieto sekä se, millaisen painoarvon riskit ja vaarat saavat poliittisessa päätöksenteossa. Usein nämä eri elementit voivat olla keskenään ristiriitaisia (Ballantine 2003).

6.2.2 Riskiviestinnällä saavutettavat hyödyt

Ballantinen (2003) mukaan kansalaiset ovat yhä voimakkaammin alkaneet vastustaa perinteistä riskiperusteista päätöksentekoa, jossa asiantuntijat päättävät kansalaisten altistumisesta ja sopivista riskienhallintatoimista heitä kuulematta. Siksi on tarpeen muuttaa päätöksentekoa aikaisempaa läpinäkyvämmäksi ja osallistuvammaksi mm. entistä aktiivisemmalla riskiviestinnällä.

Tehokkaalla riskiviestinnällä voidaan vähintäänkin säilyttää kansalaisten luottamus riskien hallinnan päätöksiä tekevien henkilöiden päätöksentekokykyyn, riippumattomuuteen ja oikeudenmukaisuuteen (Ballantine 2003). Se voi myös vahvistaa demokraattista prosessia lisäämällä kansalaisten osallistumista ja parantamalla heidän tietoisuuttaan tärkeistä riskinhallintapäätöksistä. Riskiviestintä voi myös parantaa riskien hallintaa koskevan päätöksenteon laatua lisäämällä poliittisten ja hallinnollisten päätöksentekijöiden käytettävissä olevan tiedon käyttökelpoisuutta, tapauskohtaisuutta ja ajankohtaisuutta. Lisäksi riskeihin liittyvien kriisitilanteiden hallinta helpottuu, kun on esimerkiksi etukäteen jaettu toimintavastuut eri viranomaisten kesken ja sovittu yhteisesti toimintatavoista.

6.2.3 Riskiviestinnän ohjeet ja toteutus

Tehokkaan riskiviestinnän katsotaan nykyisin olevan välttämätön osa riskienhallintaprosessia sen kaikissa vaiheissa (OECD 2002; Ballantine 2003). Tavalliset ihmiset, päätöksentekijät ja asiantuntijat käsittelevät eri tavoin riskiä ja epävarmuutta (Brun 1995; Wynne 1996; Bier 2001). Jotta pystytään tehokkaaseen riskiviestintään, tulee ymmärtää, millaisia ovat kansalaisten riskikäsitykset (Ballantine 2003; Frewer 2004; Renn 2004).

Erityisesti Yhdysvalloissa on hyvin perusteelliset ohjeet Superfund-ohjelmaan kuuluvien pilaantuneiden kohteiden riskiviestinnästä ja mm. siitä, miten tietoja tulisi visualisoida ja havainnollistaa (U.S. EPA 2002a; U.S. EPA 2002b; U.S. EPA 2004). Saksassa on kehitetty tietokoneavusteinen ja visualisoitu riskiviestintäohjelma, jota käytettiin hyväksi laajan, hylätyn jätealueen 18 000 asukkaalle suunnatussa riskiviestinnässä (Barkowski & Machtolf 2000). Käynnissä olevassa kansainvälisessä kaupunkialueiden pilaantuneita kohteita koskevassa RESCUE-tutkimushankkeessa (RESCUE – Work packages; projektin [www-sivut](http://www.sivut)) yhtenä osa-alueena on myös osallistumisen kehittäminen ja tähän liittyen pyritään kehittämään viestintää ja tiedonvälitystyökaluja (Grimski ym. 2003). NICOLE-verkostossa on annettu yrityksille ohjeita riskiviestinnästä maa-alueiden pilaantumistapauksissa (Wylie ym. 2001). OECD on antanut ohjeita kemikaaliriskien hallintaan liittyvästä riskiviestinnästä, jotka ovat monilta osin sovellettavissa maa-alueiden pilaantumistapauksiin (OECD 2002).

Käytännön kokemuksia pilaantuneiden alueiden riskiviestinnästä on raportoitu varsin vähän. Keskeisiä näyttäisivät olevan samat asiat kuin yleensäkin riskiviestinnässä: riskiä aiheuttavan toimijan oma-aloitteisuus viestinnässä, viestien ja viestintätilanteiden huolellinen valmistelu, viestien selkeys ja helppo ymmärrettävyys sekä viestinnän avoimuus (Dries ym. 2000).

6.2.4 Riskiviestintä esiselvityksen esimerkkitapauksissa

Pienissä kohteissa riskiviestintä on lähinnä kunnostuksesta vastaavan tahon, viranomaisten ja kunnostajan välistä. Kunnostus tapahtuu ilmoitusmenettelyllä, johon ei kuulu muiden asianosaisten mahdollista kuulemistä. Suuremmissa hankkeissa, joissa tarvitaan ympäristölupa, on kuulemismenettely. Pitää olla kuitenkin varsin aktiivinen kansalainen, että huomaa asian vireillä olon ja käy tutustumassa asiakirjoihin. Kuulutuksen vireillä olosta tiedotetaan alueella ilmestyvissä lehdissä ja itse kuulutus on nähtävillä kunnan ilmoitustaululla. Asiakirjat ovat nähtävillä ympäristöviranomaisten toimipaikoissa. Muistutuksen jättäneet saavat lupapäätöksen tiedoksi. Varsinaista vuorovaikutusta ei lupakäsittelyssä ole. Sitä paitsi päätös kunnostuksesta on kuitenkin jo tässä vaiheessa tehty.

Yhdessä esimerkkihankkeessa lupaehtoihin oli sisällytetty velvollisuus tiedottaa lähialueiden asukkaille kunnostuksen aloittamisesta. Toisessa tapauksessa, ainoana esimerkkitapauksista, on selkeästi ollut vuorovaikutteista riskiviestintää. Jokaisella perheellä on ollut mahdollisuus varata aika keskusteluun kunnostuksesta vastaavien asiantuntijoiden kanssa ja asukkaiden toiveita on otettu huomioon kunnostuksen suunnittelussa.

Pilaantuneita maa-alueita koskevista YVA-menettelyissä on yleensä ollut kyse siitä, että yhdelle alueelle tuodaan pilaantunutta maa-ainesta, kun toisaalla parannetaan ympäristön tilaa maaperän ja pohjaveden kunnostamisella tai kunnostettavalle alueelle loppusijoitetaan pilaantuneita maamassoja. Tällainen menettely herättää yleensä vastustusta ja on nähtävissä merkkejä ns. NIMBY-ilmiöstä. YVA-menettelyn ohjausryhmä näyttää yleensä koostuvan eri tahojen viranomaisista. Vain yhdessä esimerkkitapauksessa mainitaan erityisesti laajennettu ohjausryhmä, jossa on mukana myös asukasyhdistyksen edustaja sekä kahden harrastusseuran edustajat. YVA-menettelyyn kuuluu usein yleisötilaisuuksia ja arviointiohjelmasta sekä –selostuksesta on mahdollisuus jättää muistutuksia. Yleensä asiakirjat ovat helpommin kansalaisten nähtävissä kuin lupamenettelyssä esimerkiksi kirjastoissa tai asukastaloissa. Lainsäädännön mukaisia asianosaisia, jotka yleensä ovat erilaisia viranomaistahoja, kuullaan arviointiohjelmasta ja –selostuksesta pyytämällä lausunto.

6.3 Jatkotyössä huomioon otettavia asioita

Esiselvitysmateriaali käsitti lähinnä esimerkkikohteiden lupahakemuksiin liittyvää materiaalia, joka ei välttämättä kata kaikkea kohteisiin liittyvää osallistumista ja riskiviestintää. Jatkossa kerätään tarkasteltavista kohteista lisää materiaalia kuten yhteenvedoja yleisötilaisuuksien keskusteluista, tiedotusmateriaalia ja käydään läpi mahdolliset esimerkkitapauksia koskevat lehtiartikkelit. Lisäksi haastatellaan asianosaisryhmien edustajia.

Tarkastelluissa esimerkkitapauksissa riskiviestintä on ollut melko vähäistä ja rajoittunut pääasiallisesti lainsäädännön velvoitteiden täyttämiseen. Riskiviestintää on ollut sellaisissa tapauksissa, joissa maa-alueen pilaantumisesta on koitunut riskiä isolle joukolle asukkaita ja esimerkiksi tonttien käyttöä on jouduttu rajoittamaan. Koska myös konfliktitilanteita on esiintynyt, on selvästi tarpeen kehittää kansalaisten osallistumiskäytäntöjä ja niihin liittyvää riskiviestintää. Viranomaisten valmiuksia riskiviestinnässä tulisi parantaa ja selkeyttää eri toimijoiden rooleja. Onkin syytä pohtia, riittävätkö lain velvoittamat osallistumis- ja viestintäkäytännöt, vai tarvitaanko niiden rinnalle myös muita, ja mikä tuolloin on osallistumisen ja viestinnän peruste ja motiivi. On myös tarpeen tarkastella yhtäältä erilaisten ohjauskeinojen jo nyt sisältämiä viestinnällisiä elementtejä sekä toisaalta uusien osallistumisen ja viestinnän instrumenttien

soveltuvuutta PIMA-hankkeissa. Osallistuminen ja viestintä tulee myös nähdä riittävän laveasti, kaikkia hankkeen osapuolia koskevana ilmiönä.

Riskiviestijät saattavat olla eri tahojen edustajia eri vaiheissa prosessia. Alueellisten ympäristökeskusten ja kuntien viranomaisilla on monissa tapauksissa keskeinen rooli, mutta kunnostusvaiheessa myös kunnostuksen toteuttajan olisi hyvä jotenkin olla mukana riskiviestinnässä. Suurissa yrityksissä, joiden toiminta saattaa aiheuttaa maa-alueen pilaantumista, tulisi miettiä riskiviestintäsuunnitelman tekoa ja riskiviestinnän aloittamista jo normaalin toiminnan aikana.

Näyttäisi siltä, että riskiviestintää pitäisi olla jo paljon aikaisemmassa vaiheessa kuin vasta kunnostustilanteessa. Muuten kansalaiset voivat kokea, että heiltä pimitetään tietoa ja päädytään konfliktitilanteeseen. Kansalaisille pitäisi kertoa jo epäilyistä ja siitä, miten asiaa selvitetään ja miten asia etenee hallinnossa. Ongelmana on se, kuinka aikaisessa vaiheessa voidaan kertoa maa-alueen pilaantumista koskevista epäilyistä, joille ei välttämättä ole vielä saatu varmistusta tutkimuksin. Kovin loppuvaiheissa tapahtuva kuuleminen puolestaan saattaa, esimerkiksi aikataulullisista syistä, rajoittaa mahdollisuuksia ottaa huomioon kansalaisten näkemyksiä ja riskiviestinnästä tulee yksipuolista tiedottamista. Olisikin mielekästä pohtia vuorovaikutteisen suunnittelun toimintaideoiden lisääntyvää hyödyntämistä myös PIMA-hankkeissa ja etsiä osallistumisen ja vuorovaikutuksen järjestämisestä uusia keinoja myös varsinaisten ympäristöongelmien sekä niihin liittyvien ympäristökiistojen ratkaisuun. Ekotehokuus ja sen kriteeristö luovat uusia riskinarviointimenetelmiä ja nostavat sitä kautta esiin myös aivan uusia riskejä. Tällöin vuorovaikutuksen ja kuulemisen rooli entisestään korostuu. Yksi konkreettinen tulevaisuuden esimerkki on PIMA-tietojärjestelmäkirjeet ja niihin liittyvä riskiviestintä.

7. YHTEENVETO

Tässä esiselvityksessä tarkasteltiin pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuuden toteutumista ja sen edellytyksiä Suomessa. Selvityksen mukaan pilaantuneiden maa-alueiden kunnostamista tai muuta riskinhallintaa ei meillä ole toistaiseksi käsitelty ekotehokkuusnäkökulmasta. Käytännössä pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan ekotehokkuuden tekijöitä ei ole määritelty riittävän tarkasti ja menetelmät ekotehokkuuden arviointiin puuttuvat.

Ekotehokkuuden kasvu tarkoittaa tietystä toiminnosta saatavien hyötyjen lisääntymistä toimintoon käytettyjen panosten pienentyessä tai pysyessä samana. Pilaantuneiden maa-alueiden osalta kunnostuksesta saatavia hyötyjä ovat mm. ympäristön laadun paraneminen, terveys- ja ympäristöriskien pieneminen ja kohteen taloudellisen arvon nousu. Kunnostukseen käytettyjä panoksia ovat mm. kunnostajalle aiheutuvat suorat kustannukset, käytetyt luonnonvarat ja kunnostuksen aikaiset päästöt ympäristöön. Ekotehokkuustarkastelussa tulisi ottaa huomioon myös välilliset hyödyt ja panokset. Yksityisestä näkökulmasta tarkasteltuna ekotehokkain riskinhallintaratkaisu saattaa olla eri kuin koko yhteiskunnan näkökulmasta tarkasteltuna. Toivottavaa kuitenkin olisi, että riskinhallintaratkaisut voitaisiin suunnitella siten, että yksityisestä ja yhteiskunnallisesta näkökulmasta katsottuna sama vaihtoehto olisi ekotehokkain.

Suomessa pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallintatoimia ovat ohjanneet lähinnä kiire, maankäytön muutostarpeet ja omistajanvaihdokset. Riskinhallintavaihtoehtojen valinnassa tärkeitä kriteerejä ovat olleet terveysriskit ja kunnostuksesta vastuussa olevalle taholle aiheutuvat suorat kustannukset. Ekotehokkuuden ehkä tärkeimpänä toteutumisen esteenä on kiire. Etenkin taajama-alueelle suunniteltu maankäyttö (esim. asuinalue) ohjaa usein kunnostuksesta vastuussa olevaa tahoa puhdistamaan alue mahdollisimman nopeasti, helposti ja pitkällä tähtäimellä riskittömästi. Tällöin saastuneen maamassan poisto ja sen kuljetus muualle käsiteltäväksi on usein edullisin ratkaisu. Erilaiset *in situ* -menetelmät voisivat kuitenkin olla ekotehokkaampia. Niiden ongelmana ovat kuitenkin suhteellisen vähäiset ja osin myös huonot käytännön kokemukset.

Suomessa kunnostushankkeisiin sovelletaan pääasiallisesti ympäristönsuojelulakia, jätehuoltolakia ja jätelakia. Näitä on käytännössä täsmennetty käyttämällä puhdistamistarpeen ja kunnostustavoitteiden määrittelyssä ohjeellisia SAMASE-ohje- ja raja-arvoja. Samoja viitearvoja on sovellettu myös maa-aineksen loppusijoituksen määrittelyssä. Pohjaveden kunnostustarpeen ja puhdistamisen tavoitetasojen asettaminen on useimmiten perustunut STM:n esittämiin talousveden laatuvaatimuksiin. Joustamattomiin ohje- ja raja-arvoihin perustuva ohjaus on johtanut osin kaavamaisiin kunnostusratkaisuihin, vaikkakin myös kohdekohtaiseen riskinarviointiin perustuva kunnostuksen suunnittelu on mahdollinen ja etenkin laajoissa ja monimutkaisissa kohteissa yhä yleisempi käytäntö. Kohdekohtaisten riskinarviointien soveltamista päätöksenteossa vaikeuttaa kuitenkin käytännössä se, ettei Suomessa ei ole määritelty pilaantuneiden maa-alueiden riskien hallinnassa käytettävää hyväksyttävää riskitasoa.

Koska ympäristö- ja terveysriskien ja niiden vähenemän määrittely on olennainen riskinhallintaratkaisun ekotehokkuuden tekijä, tulisi kohdekohtaisen riskinarvioinnin olla läpinäkyvä tulosten luotettavuuden arvioinnin ja vertailtavuuden mahdollistamiseksi. Suomessa käytetyt riskinarviointimenetelmät ovat kuitenkin vielä vakiintumattomia ja niihin liittyy monia ongelmia mm. menetelmien valinnan, tulosten ja niiden tulkinnan sekä dokumentoinnin osalta. Myös puutteelliset kenttätutkimukset voivat johtaa virheellisiin riskinarvioinnin tuloksiin eli riskien yli- tai aliarviointiin.

Kunnostuskohteen riittävän perusteellinen tuntemus onkin paitsi riskinarvioinnin myös onnistuneiden riskinhallintaratkaisujen edellytys. Esimerkiksi pohjaveden osalta pilaantumisriski selvitetään nykyisin tyypillisesti tarkkaan vain silloin, kun alueen

pohjavettä käytetään vedenhankintaan. Liian suppeat tutkimukset voivat johtaa kunnostustarpeiden ja kustannusarvioiden alimitoitukseen ja jopa pohjaveden pilaantumisen laajenemiseen. Paineellinen pohjavesi, pohjaveden pinnan korkeuden suuri vaihtelu, kallioperän ruhjeet ja mahdolliset sekalaiset täyttömateriaalit rajoittavat kunnostusmenetelmän valintaa, ja niiden esiintyminen tulisikin selvittää ennen kunnostusratkaisusta päättämistä.

Riskien määrittelyn ohella ekotehokkuuden olennainen osa ovat kustannukset. Pilaantuneiden alueiden kustannuksista, erityisesti niiden yksityiskohtaisesta jakautumisesta, on Suomessa kuitenkin vaikea saada tietoa. Esimerkiksi kunnostussuunnitelmista kustannuksia on harvoin eritelty yksityiskohtaisesti. Laskelmissa ei yleensä ole ilmoitettu laskentaperusteita, kuten laskenta-ajanjaksoa ja laskentakorkokantaa, eikä sitä, kuinka yksittäiset kustannuserät on määritetty. Tämä johtunee suurelta osin siitä, ettei lupa- ja ilmoitusprosessissa edellytetä tarkkaa erittelyä. Käytännössä kustannusten puutteellinen kuvaus voi vaikeuttaa viranomaisten kohtuullisuus- ja BAT-periaatteiden toteutumisen arviointia. Yleinen käytäntö Suomessa ja muissakin maissa on, että välittömien kunnostuskustannusten lisäksi ei esitetä muita eriä kuten ympäristön laadun muutokseen liittyviä kustannuksia tai hyötyjä. Nämä tulisi kuitenkin ottaa huomioon ekotehokkuutta tarkasteltaessa.

Suomessa ei ole juurikaan käytetty laskentamenetelmiä ja päätösanalyttisiä menettelyjä eri kunnostusvaihtoehdoista aiheutuvien kokonaisympäristövaikutusten ja –kustannusten arvioimiseksi. Tällaisia menetelmiä on eräissä muissa maissa käytössä, ja niiden avulla voitaisiin tarkastella ekotehokkuuden toteutumista. Sellaisenaan mikään olemassa olevista menetelmistä ei sovellu suomalaisiin olosuhteisiin eikä täällä tunnistettuihin tarpeisiin, mutta ne ovat hyvä lähtökohta sopivien menetelmien kehittämiselle.

Nykyisin suomalainen pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinta perustuu lähinnä edellä mainittuihin lainsäädäntöön ja pitoisuusarvoihin. Monissa Euroopan maissa on käytössä myös taloudellisia ohjauskeinoja, näillä pyritään mm. edistämään ns. brownfields -alueiden ennallistamista ja hyödyntämistä. Pilaantuneiden maamassojen hyötykäyttöä pyritään lisäämään esim. kaatopaikalle sijoitettavien maa-ainesten verotuksella. Suomessa on käytössä vain muutamia taloudellisia ohjauskeinoja. Näitä ovat alueiden kunnostaminen valtion jätehuoltotöinä, huoltoasemakiinteistöjen kunnostaminen Öljynsuojarahaston ylläpitämän SOILI-ohjelman puitteissa sekä ympäristövahtovakuutusjärjestelmä. Eri rahoitusjärjestelmillä on omat käytäntönsä, joiden perusteella alueita priorisoidaan kunnostettavaksi eikä niiden tavoitteena ole suoranaisesti ekotehokkuuden saavuttaminen. Oikein suunniteltuna taloudellinen ohjaus voisi kuitenkin olla tehokas keino ekotehokkuuden edistämiseksi. Taloudellisen ohjauksen yhteiskunnalliset vaikutukset tulee kuitenkin analysoida perusteellisesti ennen mahdollista käyttöönottoa.

Pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallintaan liittyy riskiviestintää ja kansalaisten osallistumista. Riskinhallintaprosessit sisältävät tyypillisesti muodollisia hallintomenettelyjä ja ne ovat asiantuntijavetoisia. Käytännössä pilaantumistapauksissa riskiviestintä on ollut lähinnä viranomaisten kunnostuspäätöksiä koskevaa tiedottamista. Kansalaisten suora osallistuminen ja vuorovaikutteinen viestintä on siten ollut vähäistä. Osallistuminen ja toimijarakenne eroavat eri mittasuhteiden hankkeissa (ilmoitusmenettely - lupamenettely – YVA-menettely). Ilmoitusmenettelyn tarkoituksena on nopea hallintomenettely, eikä lainsäädännössä tähän prosessiin ole sisällytetty kansalaisten osallistumismahdollisuuksia. Ympäristölupa- ja YVA –menettelyihin sen sijaan kuuluu kansalaisten osallistuminen. Osallistumisen laajuuteen ja asianosaisuuteen vaikuttavat myös kunnostamishankkeiden ympäristön tilaa parantava luonne ja pilaantumisen vaikutusalueen rajaamisen helppous. Riskiviestintää kehittämällä voitaisiin mahdollisesti saavuttaa taloudellisia hyötyjä sekä lisätä kansalaisten luottamusta asi-

antuntijoiden pätevyyteen. Sen lisäksi voidaan välttää ristiriitatilanteista aiheutuvat, lisäkustannuksia aiheuttavat kunnostushankkeiden viivästymiset. Käytännössä tarvittaisiin lisätietoa mm. siitä, miten ja missä vaiheessa erilaisissa kohteissa riskiviestintä tulisi aloittaa ja keille se tulee suunnata.

Johtopäätöksenä voidaan todeta, että ekotehokkuus ei nykyisin ole käytännön riskinhallintaan liittyvän päätöksenteon kriteeri, ts. kun päätöksiä tehdään, ei niiden ekotehokkuutta tarkastella. Ekotehokkuutta ja sen toteutumista kuitenkin pidetään tärkeänä, ja jotta sitä voitaisiin edistää, tarvittaisiin erityisesti seuraavia lisätietoja:

- Miten ekotehokas pilaantuneen alueen riskinhallintaratkaisu eroaa yksityisestä näkökulmasta ja koko yhteiskunnan näkökulmasta tarkasteltuna?
- Miten voitaisiin edistää kohdekohtaista ekotehokkuusajattelua esimerkiksi kohdekohtaisen riskinarvioinnin, riskinhallintaratkaisun elinkaaren aikaisten ympäristö- ja terveysvaikutusten tarkastelun ja parempien kohdetutkimusten avulla?
- Millaisilla taloudellisilla ja oikeudellis-hallinnollisilla ohjauskeinoilla voitaisiin edistää ekotehokasta pilaantuneiden alueiden riskinhallintaratkaisujen toteutumista?
- Miten voitaisiin edistää riskinhallintaratkaisujen kustannustietojen saatavuutta ja läpinäkyvyyttä, jotta eri riskinhallintavaihtoehtojen ekotehokkuus olisi helpommin vertailtavissa?
- Mitkä arviointimenetelmät ja päätöksenteon tukijärjestelmät soveltuvat Suomen olosuhteisiin ja miten näillä voidaan edesauttaa ekotehokkuuden toteutumista?
- Millaisia ohjeita ja ohjeistuksia riskiviestintään tarvitaan, jotta se tukisi ekotehokasta riskinhallintaa?

Hankkeen seuraavassa vaiheessa pyritään vastaamaan edellä oleviin kysymyksiin. Jatkotyössä tarkastellaan siten tarkemmin yleisimpiä meillä ja muissa maissa käytössä olevia pilaantuneiden maa-alueiden ympäristö- ja terveysriskien, ympäristövaikutusten ja kustannusten arviointimenetelmiä ja päätöksentekojärjestelmiä sekä näiden soveltuvuutta riskinhallinnan apuvälineiksi Suomessa. Lisäksi selvitetään erilaisten, ekotehokkuuden toteutumista edesauttavien ohjauskeinojen sekä osallistumis- ja viestintäkäytäntöjen toimivuutta ja toteuttamiskelpoisuutta.

TIIVISTELMÄ

Tässä raportissa esitetään ns. PIRRE-hankkeen (Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus) esiselvityksen ja hankkeen yhteydessä pidetyn sidosryhmäseminaarin tulokset. Esiselvitys toteutettiin käymällä läpi kymmenen Suomessa esille tulleen pilaantumistapauksen aineisto sekä aiheeseen liittyvää koti- ja ulkomaista kirjallisuutta. Aineistoa täydennettiin asiantuntijahaastatteluilla. Selvityksen mukaan useat maat ovat omaksuneet riskiperustaiset käytännöt pilaantuneiden maa-alueiden hallintaa koskevassa päätöksenteossa. Apuvälineinä on näissä käytetty mm. erilaisia päätösanalyttisiä työkaluja (decision support tools) ja kvantitatiivisia riskinarviointimalleja. Suomessa on harvoin otettu kattavasti huomioon toimintavaihtoehtojen kokonaisympäristövaikutuksia. Päätöksiä ohjataan oikeus-hallinnollisin keinoin, meillä lähinnä ympäristönsuojelulailla, jätelailalla sekä tätä edeltäneellä jätehuoltolailalla. Taloudellisia ohjauskeinoja on toistaiseksi käytössä vain vähän. Riskinhallintapäätökset pohjautuvat pitkälti ympäristö- ja terveysriskien sekä kustannusten arvioinnissa saatuihin tuloksiin. Näissä käytettävät menetelmät ovat maassamme suurelta osin vakiintumattomia ja arviointien raportointi usein riittämätöntä. Kunnostamistavoitteet on usein asetettu yleisten ohjearvojen ja laatuvaatimusten mukaisiksi. Maankaivu yhdistettynä loppusijoitukseen tai käsittelyyn on edelleen suosituin kunnostusmenetelmä. Monissa tapauksissa pohjaveden kunnostaminen on osoittautunut ongelmalliseksi ja kalliiksi johtuen usein riittämättömistä kohdetiedoista ja suunnitteluvirheistä. Nämä puutteet samoin kuin maan kaivulle vaihtoehtoisten menetelmien vähäinen käyttö, taloudellisten ohjauskeinojen puuttuminen ja lievästi pilaantuneiden maa-ainesten vähäinen hyötykäyttö ovat johtaneet siihen, että pilaantuneiden alueiden kunnostus ja muu riskinhallinta ei ole aina toteutunut ekotehokkaasti. Nykyinen tiukka normiohjaus saattaa myös osittain estää ekotehokkaiden ratkaisujen toteutumista. Joissain tapauksissa on ajaututtu eri intressitahojen välisiin ristiriitatilanteisiin, jotka olisi mahdollisesti voitu välttää asiallisella ja oikea-aikaisella viestinnällä. Ekotehokkuuden saavuttaminen edellyttää siten uusien menetelmien kehittämistä ja käyttöön ottoa hallinnollisten ja taloudellisten ohjauskeinojen, riskin-, vaikutus- ja kustannusarvioinnin sekä osallistumis- ja viestintäkäytäntöjen osalta. Etenkin ympäristö- ja terveysriskien ja kunnostuksen kokonaisympäristövaikutusten arvioimiseksi tarvitaan lisäksi Suomen olosuhteisiin soveltuvia taustatietoja.

LÄHTEET

- Alanko, K. & Järvinen, K. 2001. Pilaantuneen maa-alueen kunnostuksen yleissuunnitelma. Suomen ympäristökeskus, Ympäristöopas 83. Helsinki.
- Andersson, J. 2003. Environmental impacts of contaminated site remediation – a comparison of two life cycle assessments. MSc thesis, Lindköping Universitet, Department of thematic studies.
- Assmuth, T. 1997. Selvitys ja ehdotuksia ympäristövaarallisten aineiden pitoisuuksien ohjearvoista maaperässä. Suomen ympäristökeskuksen monistesarja 92. Helsinki.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2001. Guidance manual for the assessment of joint toxic action of chemical mixtures. Draft for public comment. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta, GA. 61s.+ liitteet.
- Baker, K., Gardner, M., Hayward, H. & MacLeod, C. 2004. Executive summary report, risk assessment comparison study. Arcadis Geraghty & Miller International Inc. NICOLE Industrial Sub-Group.
- Ballantine, B. 2003. Improving the quality of risk management in the European Union: Risk communication. EPC working paper June 2003 / WP 05. The European Policy Centre.
- Bardos, R.P. 2000. Source management – findings of the May 2000 NICOLE Workshop. Land Contamination and Reclamation 8(4): 67-78.
- Bardos, R.P., Kearney, T.E., Nathanail, C.P., Weenk, A. & Martin, I.D. 2000. Assessing the wider environmental value of remediating land contamination. Contaminated Soil 2000. Seventh International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil in co-op with UFZ. CCL Leipzig, Germany, 18 – 22 Sep. 2000. Conference proceedings. Vol. 1, s. 99-106.
- Bardos, P., Lewis, A., Nortcliff, S., Mariotti, C., Marot, F. & Sullivan T. 2003. Review of decision support tools for contaminated land management, and their use in Europe. A report from the Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (CLARINET). Umweltbundesamt, Vienna, Austria.
- Barkowski, D. & Machtolf, M. 2000. Integrated model for individual risk communication –Case study: Abandoned waste deposit at Osnabrueck-Wueste. Contaminated Soil 2000. Seventh International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil in co-op with UFZ. CCL Leipzig, Germany, 18 – 22 Sep. 2000. Conference proceedings. Vol. 1, s. 840-847.
- Beinat, E., van Drunen, M.A., Janssen, R., Nijboer, M.H., Koolenbrander, J.G.M., Okx, J.P., Schütte, A.R. 1997. The REC decision support system for comparing soil remediation options. A methodology based on risk reduction, environmental merit and costs. CUR/NOBIS. Deventer.
- Bier, V. M. 2001. On the state of art: risk communication to decision-makers. Reliability Engineering and System Safety 71 (2001): 151-157.
- Bierkens, J. 2003. Concept for practical guidelines to perform ecological risk assessment in Flanders. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 250-255.
- Bonano, E.J., Apostolakis, G.E., Salter, P.F., Ghassemi, A. & Jennings, S. 2000. Application of risk assessment and decision analysis to the evaluation, ranking and selection of environmental remediation alternatives. J. Hazardous Materials 71: 35-57.
- Broadman, A, Greenberg, D. Vining A. & Weimer D. 2001. Cost-benefit analysis. Concepts and practice. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

- Brun, W. 1995. Subjective conceptions of uncertainty and risk. Doctoral thesis. Department of Psychosocial Science, Faculty of Psychology, University of Bergen, Norway.
- Bulman., T.L., Hutchesson, M. & Morias, L. 2000. A role for the Australian accredited auditor system in risk communication at contaminated sites. Contaminated Soil 2000. Seventh International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil in co-op with UFZ. CCL Leipzig, Germany, 18 – 22 Sep. 2000. Conference proceedings. Vol. 1, s. 386-389.
- Burtraw, D. & Krupnick, A. 1999. Measuring the value of health improvements from Great Lakes cleanup. RFF, Discussion Paper No. 99-34.
- Carlön, C, Critto, A., Nadal, N., Samiolo, M., Marcomini, A. & Petruzzelli, G.A. 2003. DESYRE – Decision support system for rehabilitation of contaminated sites. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 2987-2993.
- Crommentuijn, T., Bierkens, J., Herrchen, M., Jensen, J., Loibner, A.P., Schelwald, R., van Wensem, J., Rutgers, M. & Weeks, J. 2001. Ecological risk assessment for contaminated sites in Europe – ECORISK conclusions. Proceedings of the CLARINET Final Conference, Vienna, Austria, s. 78-80.
- Dries, V., Ectors, A., D'haene, S., Ranson, D. & Gevaerts, W. 2000. The importance of risk-communication. Contaminated Soil 2000. Seventh International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil in co-op with UFZ. CCL Leipzig, Germany, 18 – 22 Sep. 2000. Conference proceedings. Vol. 1, s. 375-378.
- Efroymson, R.A., Nicolette, J.P & Suter II, G.W. 2003. A framework for net environmental benefit analysis for remediation or restoration of petroleum-contaminated sites. ORNL/TM-2003/17. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, USA.
- E Kroos, M. 1994. Saastuneet maa-alueet ja jätehuoltovastuu Suomessa ja Euroopan yhteisössä. Lakimiesliiton Kustannus. Helsinki.
- Environment Agency. 2004. Publications (Environment agency homepage > Science and research > Publications) http://www.environment-agency.gov.uk/science/454158/?version=1&lang=_e. Sivua ladattu 31.5.2004.
- Ertel, T. 2003. JOINT- Joint technical approach for soil and groundwater quality management. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 3813-3817.
- Eskola, P. 2004. Hyvän toiminnan tunnusmerkit pilaantuneiden maiden puhdistuksessa hyötykäyttöön – LCA näkökulma. Esitelmä Hyvän toiminnan tunnusmerkit pilaantuneiden maiden kunnostuksessa -seminaarissa 16.9.2004.
- Fenn, T., Kearney, T, Postle M. & Steeds, J. 2000. Cost benefit assessment for remediation of land contamination. Contaminated Soil 2000. Seventh International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil in co-op with UFZ. CCL Leipzig, Germany, 18 – 22 Sep. 2000. Conference proceedings. Vol. 1, s. 133-141
- Ferber, U. & Grimski, D. 2002. Brownfields and redevelopment of urban areas. Wien. Umweltbundesamt GmbH. A Report from the Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (CLARINET).
- Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B.K., Jensen, J., Kasamas, H., Urzelai, A. & Vegter, J. (toim.) 1998. Risk assessment for contaminated sites in Europe. Volume 1, Scientific Basis. LQM Press. Nottingham, UK.
- Ferguson C.C. 1999. Assessing risks from contaminated sites: Policy and practice in 16 European countries. London. EPP Publications. Land Contamination & Reclamation 7 (2), 33-55.

- Frauenstein, J., Franzius, V. & Cardos, P. 2003. EUGRIS- European sustainable land and ground water management information system. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 3809-3812.
- Frewer, L. 2004. The public and effective risk communication. *Toxicology Letters* 149(1-3): 391-397.
- Grimski, D., Pahlen, G. & Ferber, U. 2003. Rescue – sustainable regeneration of European sites in cities and urban environments. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 2941-2948.
- Großmann, J., Ritter, A., Keil, M., Röttsche, H., Kreimeyer, R. & Spittank, K.-H. 2003. Risk assessment at contaminated megasites – the WELCOME approach. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 1508-1517.
- Hamilton, J. & Viscusi, W. 1995. The magnitude and policy implications of health risks from hazardous waste sites. Teoksessa (ed.) R. Revesz ja R. Stewart. *The spatial and political dimensions of hazardous waste policy*. M. MIT Press. Cambridge.
- Hamilton J. & Viscusi W. 1999. How costly is "clean"? An analysis of the benefits and costs of superfund site remediations. *Journal of Policy Analysis and Management* 18: 2-27.
- Hiester, U., Schrenk, V. & Weiss, T. 2003. Environmental balancing of "cold" SVE and thermally enhanced soil vapour extraction – practical support for decision makers. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 2253-2262.
- Hokkanen, J., Lahdelma, R. & Salminen, P. 2000. Multicriteria decision support in a technology competition for cleaning polluted soil in Helsinki. *J. Environ. Manag.* 60: 339-348.
- Hollo, E. J. 2001. Ympäristönsuojeluoikeus. WSOY. Helsinki.
- Hossack, I., Hursthouse, A. & Tucker, P. 2003. URBSOIL: Developing decision support tools to evaluate the role of soil quality in sustainable urban management. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 3071-3079.
- Jackson, T. 2001. The effects of environmental contamination on real estate: A literature review. *Journal of Real Estate Literature* 9: 93-116.
- Jackson, T. 2002. Environmental contamination and industrial real estate prices. *The Journal of Real Estate Research* 23: 179-199.
- Kolstad, C. 2000. *Environmental economics*. Oxford University Press. Oxford.
- Koskiahho, B. 2002. Onko osallisuus vahvaa demokratiaa? Maankäyttö- ja rakennuslain soveltamisesta. Teoksessa Bäcklund, Pia, Häkli, Jouni & Schulman, Harry (toim.) *Osalliset ja osaajat. Kansalaiset kaupungin suunnittelussa*. Gaudeamus, Helsinki, s. 36–57.
- Kosola, M. & Kemppi, H. 2002. Vaikutusten taloudellinen arviointi maaperän luonnonvarojen hyödyntämisestä koskevissa hankkeissa. *Suomen ympäristökeskuksen moniste* 258. Helsinki.
- Kuusela-Lahtinen, A. & Vahanne, P. 2001. Esiselvitys – Maaperän heterogeenisuuden vaikutus pilaantuneiden maiden riskinarviointiin. Tutkimusraportti Nro RTE4633/01. VTT, Espoo.

- Kuusela-Lahtinen, A. & Vahanne, P. 2004. Maaperän heterogeenisuuden vaikutus haitta-aineiden kulkeutumiseen pilaantuneiden maiden riskinarvioinnissa. Raporttiluonnos 19.10. VTT, Espoo.
- Kuusiniemi, K. (toim.). 2001. Uusi ympäristönsuojelulainsäädäntö. Edita, Helsinki.
- Kuusiniemi, K., Ekroos, A., Kumpula, A., & Vihervuori, P. 2001. Ympäristöoikeus. Oikeuden perusteokset. WSOY Lakitieto, Helsinki.
- Kuusisto, S. 2002. Probabilistic risk assessment of contaminated sites. Licentiate thesis. Tampere University of Technology, Department of Environmental Technology. Tampere.
- Leemkule, M.A., van Hesteren, S. & Pruiksma, M.A. 1999. Minimum soil quality: A use-based approach from an ecological perspective. Part 2: Immobile organic micro-pollutants. TCB R09(1998). WEB Natuurontwikkeling, Amsterdam.
- Lesage, P., Deschênes, L. & Samson. 2003. Life cycle assessment of brownfield management. In LCA/LCM conference 2003 Seattle. In www.lcacenter.org/lnLCA-LCM03/lesage-presentation.pdf.
- Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J & van Wezel, A.P. 2001. Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. RIVM report 711701023. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven. 147s.
- Linkov, I., Varghese, A., Jamil, S., Seager, T.P., Kiker, G. & Bridges, T. 2004. Multi-criteria decision analysis: a framework for structuring remedial decisions at contaminated sites. Teoksessa: Linkov, I & Ramadan, A. (toim.), Comparative risk assessment and environmental decision making. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Hollanti. s. 15-54.
- Lowe, J., Vijgen, J. & Summersgill, M. 2003. Regulatory systems for the control of land remediation processes. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 35-44.
- Lundgren, R.E. & McMakin, A.H. 1998. Risk communication – A handbook for communicating environmental, safety and health risks. Second edition. Battelle Press. Columbus. Richland.
- Maring, L., van Duijne, H. & Sinke, A. 2003. ABC-tool: Assessment of benefits and costs for industrial contaminated sites. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 2994-3004.
- Mroueh, U.-M., Vahanne, P., Eskola, P., Pasanen, A., Wahlström, M., Mäkelä, E. & Laaksonen, R. 2004. Pilaantuneiden maiden kunnostushankkeiden hallinta. VTT Tiedotteita 2245. VTT, Espoo.
- Mäenpää, M. 2003. Pilaantuneen maan puhdistamista koskevat lupamenettelyt – ilmoitus vai lupa. Ympäristö ja Terveys 9/2003. s. 34-38.
- Mäenpää, M. 2002. Pilaantuneen maan puhdistamista koskeva ilmoitusmenettely. Suomen ympäristökeskuksen moniste 253. Helsinki.
- Määttä, K. 1999. Taloudellinen ohjaus ympäristönsuojelussa. Yliopistopaino. Helsinki.
- Nijboer, M. (TAUW, Hollanti). 2004. Suullinen tiedonanto, Deventer 7.4.
- OECD. 2002. Guidance document on risk communication for chemical risk management. OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Risk Management no 16. Environment directorate, Paris.
- Pendergrass, J. 2002. An Analysis of State Superfund Programs. 50-state Study, 2001 Update. Environmental Law Institute. Washington DC.

- Penttinen, R. 2001. Maaperän ja pohjaveden kunnostus - yleisimpien menetelmien esittely. Helsinki, Suomen ympäristökeskuksen moniste 227. Saatavissa: www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=12461
- Petts, J., Pollard, S., Gray, A.-J., Orr, P., Homan, J. & Delbridge, P. 2003. Involving lay audiences in environmental risk assessments. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 2969-2978.
- Pollard, S.J.T., Brookes, A., Earl, N., Lowe, J., Kearney, T. & Nathanail, C.P. 2004. Integrating decision tools for the sustainable management of land contamination. Sci. Tot. Environm. 325: 15-28.
- Porter, R. 2002. The economics of waste. Resources for the future. RFF Press. Washington DC.
- Posthuma, P. 2003. Species sensitivity distributions in a context of practical application for risk-based decisions. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 276-286.
- Prokop, G., Schamann, M. & Edelgaard, I. 2000. Management of contaminated sites in Western Europe. Copenhagen. European Environment Agency. Topic Report no 13/1999.
- Raucher, R. 1986. The benefits and costs of policies related to groundwater contamination. Land Economics 62: 33-45.
- Reinikainen, J. 2003. Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 628. Helsinki.
- Renn, O. 2004. Perception on risks. Toxicology Letters 149(1-3): 405-413.
- RESCUE –Work packages. [Http://www.rescue-europe.com/index.html](http://www.rescue-europe.com/index.html). Päivitetty 25.8.2003. Sivua ladattu 31.5.2004.
- Ribbenhed, M., Wolf-Watz, C., Amemark, M., Palm, A. & Sternbeck, J. 2002. Livscyckelanalys av marksaneringstekniker för förorenad jord och sediment. IVL rapport B1476. Stockholm.
- Risc-Human 2000. Tietokoneohjelma, versio 3.1. Van Hall Business Center, Hollanti.
- Rossi, E. 1999. Multimedia-riskinarviointimallien vertailu – MMSOILS, Multimed ja CalTOX. Suomen ympäristö. Luonnos 23.6.1999.
- Ruuska, S. 2001. Pilaantuneiden alueiden kunnostamista ja riskinarviointia koskeva lainsäädäntö. Suomen ympäristö 503. Helsinki.
- Salo, H. & Snellman, L. 1994. Jätelainsäädäntö. Lakimiesliiton kustannus. Jyväskylä.
- Sarkkila, J., Mroueh U.-M. & Leino-Forsman, H. 2004. Pilaantuneen maan kunnostaminen ja laadunvarmistus. Ympäristöopas 110. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Schrenk, V. & Barczewski, B. 2003. Analysis of brownfield development projects under environmental criteria. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s.3345-3354.
- Sharefkin M, Shechter, M. & Kneese A. 1984. Impacts, costs, techniques for mitigation of contaminated groundwater: A review. Water Resources Research 20: 1771-1783.
- Silvola, M. 1999. Saastuneiden maa-alueiden priorisointimallien arviointi - HRS/SASSIT, AGAPE ja PRIORI. Suomen ympäristö 310. Pirkanmaan ympäristökeskus, Tampere.
- Sorvari, J. 2001. Uudet ympäristökelpoisuusvaatimukset teollisuuden sivutuotteille. Jäteplus 2/2001, 4-7.

- Sorvari, J. 2000. Ympäristökriteerit mineraalisten teollisuusjätteiden käytölle maarakentamisessa. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 421. ISBN 952-11-0747-2
- Sorvari, J. & Assmuth, T. 1998. Saastuneiden alueiden riskinarviointi. Mitä, miksi, miten. Helsinki, Suomen ympäristökeskus, Ympäristöopas 50.
- Sorvari, J. & Assmuth, T. 1999. Saastuneiden maa-alueiden kohdekohtainen riskinarviointi - tilanne Suomessa. Helsinki, Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskuksen moniste 147.
- Sosiaali- ja terveysministeriö. 2000. Asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. No. 461/2000. Swartjes, F. 1999. Risk-Based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands. Standards and Remediation Urgency. Risk Analysis 19(6), 1235-1249.
- Swartjes, F. 2004. Suullinen tiedonanto . 6.4. RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu), Bilthoven, Hollanti. Swartjes, F. 2002. Variation in calculated human exposure. Comparison of calculations with seven European human exposure models. RIVM report 711701030/2002. RIVM, Bilthoven, the Netherlands
- Toffoletto, L., Samson, R. & Deschênes, L. 2003. LCA of aboveground bioremediation of diesel-impacted soil. In LCA/LCM conference 2003 Seattle. In www.lcacenter.org/InLCA-LCM03/Toffoletto-presentation.pdf.
- Tuomainen, J. 2001. Vastuu saastuneesta ympäristöstä. WSOY Lakitieto, Helsinki.
- Tuomi, P. & Vaajasaari, K. 2004. Monitoroidun luontaisen puhdistumisen (MLP) käyttö pilaantuneiden alueiden kunnostuksessa. Suomen ympäristö 681. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2004. Community involvement guidance and publications. (EPA Home > Superfund > Community Involvement > Community Involvement Guidance and Publications) <http://www.epa.gov/superfund/action/community/involvement.htm>. Sivua ladattu 27.5.2004
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2002a. Risk Communication in Action: Environmental Case Studies. EPA/625/R-02/011. United States Environmental Protection Agency Office of Research and Development National Risk Management Research Laboratory Cincinnati, OH 45268.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2002b. Superfund Community Involvement Handbook. EPA 540-K-01-003. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1999. Risk assessment guidance for Superfund, Volume 3 – (Part A, Process for conducting probabilistic risk assessment). EPA/000-0-99/000. Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C. Draft.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1997a. Memorandum from deputy administrator Fred Hansen on the use of probabilistic techniques (including Monte Carlo analysis) in risk assessment, and guiding principles for Monte Carlo analysis. EPA/630/R-97/001. Office of Research and Development. Washington, D.C.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1997b. Ecological risk assessment guidance for Superfund: Process for designing and conducting ecological risk assessments - interim final. EPA/540/R-97/006. Environmental Response Team, Edison, NJ.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency) 1996. Recommendations of the Technical Review Workgroup for Lead for an Interim Approach to Assess-

ing Risk Associated with Adult Exposures to Lead in Soil. Technical Review Group for Lead.

- Valtion ympäristöhallinto. 2004. YVA-hankelista. [www-dokumentti](http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=3982&lan=FI), saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=3982&lan=FI> (päivitetty 27.2.2004, luettu 14.4.2004)
- Van Hesteren, S., Leemkule, M.A. & Pruiksma, M.A. 1999. Minimum soil quality: A use-based approach from an ecological perspective. Part 1: Metals. TCB R09(1998). WEB Natuurontwikkeling. Amsterdam.
- Van Ree, D. (Stichting GeoDelft, Hollanti). 2003. Suullinen tiedonanto, Erfurt 5.12.
- Volkwein, S. 2001. Decision support tool using life cycle assessment in soil remediation planning. Teoksessa: Environmental Management Support, Inc. (toim.). NATO/CCMS Pilot Study. Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment and Clean Up of Contaminated Land and Groundwater (Phase III). Special Session on Decision Support Tools, Wiesbaden, 26.-30.6. 2000. s. 92-98.
- Vranes, S., Gonzales-Valencia, E., Lodolo, A. & Miertus, S. 2001. Decision support tools: applications in remediation technology evaluation and selection. Teoksessa: Environmental Management Support, Inc. (toim.). NATO/CCMS Pilot Study. Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment and Clean Up of Contaminated Land and Groundwater (Phase III). Special Session on Decision Support Tools, Wiesbaden, 26.-30.6. 2000. s. 42-57.
- Vranken, K.C. & Laethem, B. 2000. The Flemish legislation on environmental quality of recycled materials. Esitys tilaisuudessa: 1st ETNRecy.net/RICEM Workshop, 11.-12.9., Paris, France.
- Wagelmans, H.A.B. & Van der Waarde, J.J. 2003. Ecological risk assessment of soil pollution based on a TRIAD approach. ConSoil 2003, 8th International FZK/TNO, Conference on Contaminated Soil in cooperation with OWAM. ICC Gent, Belgium, 12 – 16 May 2003. Conference Proceedings, s. 257-266.
- Wahlström, M., Laine-Ylijoki, J., Vaajasaari, K. & Joutti, A. 2004. Jätteiden kaatopaikkakelpoisuuden toteaminen – opas. Luonnos 27.8.
- WCEM (Wildlife Contaminant Exposure Model). 2001. Tietokoneohjelma, versio 6.5.0. Minister of the Department of the Environment, Kanada.
- Wood, R. & Handley, J. 1999. Urban waterfront regulation in the Mersey Basin, North West England. Journal of Environmental Planning and Management 42: 565-580.
- Wylie, J., Oubter, S., Reijerkerk, L., Schelwald, L., Weenk, A. & Weterings, R. 2001. Risk communication for contaminated land: Developing guidelines from practical observations and case studies. Land Contamination & Reclamation 9 (1): 164 - 169.
- Wynne, B. 1996. Expert-lay knowledge divide. Teoksessa: Lash, S., Szerszynski, b. & Wynne, B. (eds) 1996. Risk, environment and modernity – Towards a new ecology. SAGE Publication Ltd, Wiltshire, s. 44-83.
- Ympäristöministeriö. 2002. PCB:llä saastuneet piha-alueet – suositukset ja ohjeet. 14.10. <http://www.ymparisto.fi> > Maankäyttö ja rakentaminen > Hyvä ja kestävä rakennus > Rakennuksen terveellisyys > PCB- ja lyijy-yhdisteet. Sivu ladattu 11.11.2004.
- Ympäristöministeriö. 1994. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti. Ympäristönsuojeluosaston muistio 5/1994. Ympäristöministeriö, Helsinki.

Taulukko: Käytännön esimerkkejä päätöksenteon tukena käytetyistä päätösanalyttisistä menetelmistä ja työkaluista.

Menetelmä	Maa, jossa kehitetty	Käyttö tms. kommentti
MCA (Multi-criteria Analysis), MAT (Multi-attribute techniques)		
WEV (Wider Environmental Value)	Iso-Britannia	
DARTS (Decision Aid for Remediation Technology Selection)	Italia	Perustuu PROMETHEE-"outranking"menetelmään (MAVT)
DESYRE (DEcision Support sYstem for REhabilitation of contaminated sites)	Italia	Hyödyntää GIS-paikkatietokantaa ja yhdistää ympäristö- ja teknologista tietoa, riskinarviointimalleja ja monikriteerianalyysin.
AHP (Analytic Hierarchy Process) ja AHP+MAUT+fuzzy-tekniikoita	USA	Ongelmajätökaatopaikkojen kunnostusvaihtoehtojen arviointiin ja priorisointiin käytetty menettely
SMART+ELECTREII (MAVT), SMAA-2 (Stochastic Multicriteria Acceptability Analysis)	Suomi	Menetelmiä käytetty Arabianrannassa kunnostusmenetelmien valitsemiseksi
MAUT-tekniikka	USA	Radioaktiivisten alueiden kunnostusmenetelmän valinta
AHP-tekniikka	Korea/USA	Brownfields-alueen riskinhallintateknologian valinta
SMART (Simple multiattribute rating technique)	USA	Superfund-ohjelman alueilla käytetty kunnostusmenetelmän valinnassa
REC (Risk Reduction – Environmental Merit – Costs)	Hollanti	Kunnostusvaihtoehtojen valinta
NEBA (Net Environmental Benefit Analysis)	USA	Eri riskinhallintavaihtoehtojen saavutettavan nettohyödyn tarkastelu öljysaastuneilla alueilla
CBA (Cost-Benefit Analysis), CEA (Cost Effectiveness Analysis)		
WILMA, Land Value Balance	Saksa	
LCA (Life Cycle Assessment)		
UvA (Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren)	Saksa	Brownfields –alueiden uudelleenkehittämisessä käytetty elinkaariarviointiin perustuva menettely

Taulukon tiedot kerätty seuraavista lähteistä: Bardos ym. 2003, 2000; Hokkanen ym. 2000; Linkov ym., 2004; Bonano ym. 2000; Efroymsen ym. 2003; Hiester ym. 2003; Vranes ym. 2001; Carlon ym. 2003; Schrenk & Barczewski, 2003; Beinart & van Drunen 1997.

Lisäksi on olemassa muita erillisiä päätöksentekovaihtoehtoja tukevia järjestelmiä, esim. Tennesseeen yliopistossa kehitetty SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance)¹⁴ sekä kohteiden priorisointijärjestelmiä ja näihin kehitettyjä laskentaohjelmia, esim. U.S.EPAn HRS-järjestelmään (Hazard Ranking System) liittyvät laskentaohjelmat Superscreen ja Quickscore¹⁵, Hollannin A,B,C-malli (Maring ym. 2003), Saksassa käytetty AGAPE sekä Suomessa kehitetyt PRIORI ja SMP (Silvola 1999).

¹⁴ <http://www.tiem.utk.edu/~sada>

¹⁵ http://www.epa.gov/superfund/programs/npl_hrs/hrsint.htm

Esimerkkitapausten kuvaus

1. Vanha saha-alue

Alueella on ollut sahaustoimintaa 1890-luvulta aina 1960-luvulle asti. Alue kaavoitettiin asuinalueeksi 1980-luvulla ja ensimmäiset talot rakennettiin 1990-luvun alussa. Alueella on myös puistoa, josta löytyi 1990-luvulla tehdyissä maaperätutkimuksissa muun muassa raja-arvon ylittäviä pitoisuuksia dioksiineja ja furaaneja. Myöhemmin ilmeni, että myös asuintonteilla dioksiini- ja furaanipitoisuuksien raja-arvot ylittyvät paikoin. Osan asuintonteista omistaa kaupunki, osan yksityiset.

Kohde ei sijaitse luokitellulla pohjavesialueella eikä läheisyydessä ole vedenottoja. Yhdellä tontilla on yksityinen kaivo, jonka vettä käytetään nurmikoiden kasteluun, mutta ei juomavetenä. Kesällä 2000 alueelta otettiin n. 30 talousvesinäytettä, joista tutkittiin kloorifenolit. Pitoisuudet alittivat selvästi STM:n asettaman laatusuosituksen kloorifenoleiden kokonaispitoisuuksille ($10 \mu\text{g l}^{-1}$). Suurin havaittu pitoisuus oli $0,24 \mu\text{g l}^{-1}$.

Alueella tarkasteltiin kahta kunnostusvaihtoehtoa: 1. peittäminen tai 2. massanvaihto. Vaihtoehdossa 1. kaikki asuintontit ja puistoalue peitetään puhtaalla maakerroksella, entisen sahan kastelualtaan alueella tehdään massanvaihto ja ranta-alueelle pengerrys. Kaavamuutoksella kielletään kaivaminen 30-40 cm:ä syvemmältä tai alueella kaivaminen tehdään täysin luvanvaraiseksi. Toinen kunnostamisvaihtoehto on massanvaihto. Massanvaihto tehdään pilaantuneimmille tonteille, joista kymmenellä tontilla on asuinrakennus. Poistettavat maamassat sijoitetaan kaatopaikalle. YVA-lain mukaista ympäristövaikutusten arviointia ei alueella ole tehty.

Kunnostusvaihtoehdon valinnassa päädyttiin asuintonttien ja kastelualtaan alueen osalta massanvaihtoon ja puistoalueen peittoon. Myös puistoalueella ns. hot-spotit poistetaan. Poistetut maamassat on toimitettava ongelmajätteen käsittelylaitokseen. Lievästi pilaantuneiden maiden ollessa kyseessä niitä voidaan käyttää kaatopaikan pintarakenteissa. Lisäksi rantapenkere vahvistetaan siten, että rannan eroosio ja haitta-aineiden kulkeutuminen veteen estyy. Kunnostuksen aikana ja välivarastoinnissa kertyneet vedet on kerättävä talteen ja käsiteltävä ympäristölle haitattomiksi. Lisäksi kunnostus on pyrittävä tekemään siten, ettei kaivua tarvitse ulottaa pohjaveden pintaa alemmaksi.

Alueelle on annettu pohjaveden käyttökielto talous- ja kasteluvetenä. Lisäksi on annettu maaperän käyttökielto ravinnontuotantoon ja uimarannan perustamiskielto, mikäli maaperän ja sedimentin puhtautta ei erillisin tutkimuksin varmisteta. Kunnostuksen laadun varmistamiseksi ja pitkäaikaisten vaikutusten seuraamiseksi on annettu seuranta- ja tarkkailuvelvoitteet.

Kunnostuksen kustannuksista vastaavat kaupunki sekä sahatoiminnan harjoittaja.

2. Entinen teollisuusalue A

Entisen teollisuusalueen (A) maaperän todettiin tutkimuksissa pilaantuneen öljyllä ja PAH-yhdisteillä sekä raskasmetalleilla. Alueelle tullaan rakentamaan oppilaitos ja pysäköintialue.

Alue on entistä merenpohjaa ja pohjavesi virtaa n. 10-15 m:n syvyydessä savikerroksen alla. Maaperä on kokonaan täyttömaata. Alue ei ole luokiteltua pohjavesialuetta eikä siellä ole pohjavesikaivoja. Tiiviin savikerroksen päälle on muodostunut jäte-

täytön sisäinen orsivesikerros, joka ei ole yhteydessä saven alapuoliseen pohjaveteen. Orsivesikerrospaksuus on valtaosalla alueesta 1-3 m, paksuimmillaan 3-4 m. Kuitenkaan alueen läntisimmässä osassa ei ole savikerrosta, joten vesi imeytyy maaperään ja voi kulkeutua savikerroksen alapuolella olevaan pohjavesialtaaseen. Pohjaveden ei havaittu pilaantuneen.

Alueen kunnostusmenetelmäksi esitettiin massanvaihtoa. Lisäksi esitettiin, että jos alueelle jätetään pilaantunutta maata esimerkiksi teknisesti vaikean kaivamisen vuoksi, arvioidaan kyseisten massojen jättämisestä aiheutuvat riskit erikseen. Lupapäätöksessä massanvaihto ja pilaantuneiden massojen sijoittaminen kaatopaikoille on hyväksytty kunnostusmenetelmäksi.

Alueelta poistettiin pilaantuneita maita yhteensä 57 075 t, josta voimakkaasti oli pilaantuneita 45 355 t ja loput lievästi pilaantuneita. Kaivantoon kertynyt vesi pumpattiin öljynerotinkaivon läpi viemäriverkostoon. Kunnostuksen lopuksi tontin rajalle rakennettiin suojapato, jonka tarkoituksena oli estää viereiseltä voimakkaasti pilaantuneelta alueelta haitta-aineiden kulkeutuminen kunnostetulle alueelle. Kunnostuksen aikana työlle haettiin kaksi lisälupaa, sillä kaavoitusmuutoksista johtuen tontti laajeni ja lisäksi työn aikana selvisi, että pilaantuneen alueen oli ennakoitua laajempi. Kunnostusvaiheen jälkeen alueella seurataan orsiveden laatua.

3. Entinen teollisuusalue B

Entisen teollisuusalueen (B) maaperän todettiin tutkimuksissa pilaantuneen öljyllä ja PAH-yhdisteillä sekä raskasmetalleilla. Alueelle on suunniteltu rakennettavaksi asuin-kerrostalo, jonka alimpaan kerrokseen tulee paikoitustilaa. Kunnostusvaihtoehdoksi esitettiin massanvaihtoa. Lupapäätöksen mukaan kunnostus on suoritettava niin, että alueelta on poistettava jätetäyttö ja maa-aines, jonka haitta-ainepitoisuudet ylittävät SAMASE-ohjearvotasot.

Kunnostustyö suoritettiin ennen muiden rakennustöiden alkua. Alueella välpättiin runsaasti rakennusjätettä sisältävät maa-ainekset. Kunnostetulta alueelta poistettiin pilaantuneita maita yhteensä 27 5323 t. Tilalle tuodun täyttömaan määrä oli yhteensä 14 539 m³ rtr. Kaivantoon kertynyt vesi pumpattiin öljynerotinkaivon läpi viemäriverkostoon. Osalle tontin reunasta rakennettiin savipato estämään veden virtaus voimakkaasti öljyllä ja PAH-yhdisteillä sekä raskasmetalleilla pilaantuneilta naapuritonteilta kunnostetulle alueelle. Kunnostuksen loppuraportissa on esitetty, että jälkiseurannalle ei ole tarvetta, koska alueelta on poistettu kaikki pilaantuneet maa-ainekset ja vesien pääsy alueelle ympäröiviltä pilaantuneilta alueilta on estetty savipadolla. Lisäksi työn aikana suoraan kaivannosta ja öljynerottimella käsitellystä vedestä mitatut haitta-ainepitoisuudet olivat alhaisia, eikä myöskään aistinvaraisesti havaittu merkkejä öljypilaantuneisuudesta.

4. Entinen teollisuusalue (C)

Entisen lyijysulaton tontilla ja sen ympäristössä on todettu olevan noin 120 000 m³ lyijyllä saastunutta maata. Alue on kaavoitettu työpaikka-alueeksi ja osittain puistoksi.

Kohde ei sijaitse luokitellulla pohjavesialueella. I-luokan pohjavesialueen raja kulkee lähimmillään noin 700 metrin päässä kunnostusalueen pohjoispuolella. Pohjavesialueella sijaitseva varavedenottamo on noin 300 metrin päässä kunnostusalueen pohjoisreunasta. Pohjaveden lyijypitoisuudet ovat vuosien varrella pienentyneet.

Korkeiden lyijypitoisuuksien vuoksi kunnostamatta jättämistä tai alueen eristämistä ei pidetty mahdollisena. Alueelle on tehty laaja riskinarviointi, jossa on tarkas-

teltu erilaisia mahdollisia riskinhallintatoimia ja esitetty niistä suositukset. Kunnostussuunnitelmassa riskinhallintamenetelmäksi esitetään massanvaihtoa.

Kunnostukseen liittyen on tehty ympäristövaikutusten arviointi lyijyllä pilaantuneiden maiden loppusijoittamisesta. Arviointiohjelman mukaan hankkeen toteutumisvaihtoehtoja on kolme. 0-vaihtoehdossa loppusijoitusaluetta ei rakenneta. Lyijyllä likaantuneet maamassat sijoitetaan olemassa olevan luvan omaaville loppusijoitusalueille tai käsittelylaitoksiin. Tarvittaessa massat välivarastoidaan. 1-vaihtoehdossa lyijyllä likaantuneet maat sijoitetaan käsittelemättöminä rakennettavaan kalliokaivantoon. Loppusijoitusalue eristetään ongelmajätteiden eristysrakentein. 2-vaihtoehdossa lyijyllä likaantuneet maat sijoitetaan stabiloituina rakennettavaan kalliokaivantoon. Loppusijoitusalue eristetään tavallisen kaatopaikan eristysrakentein.

Arviointiselostuksessa tarkasteltavat vaihtoehdot ovat seuraavat. Vaihtoehto 0: massat kuljetetaan suoraan loppusijoitettavaksi ympäristöluvan omaaville pilaantuneiden maiden vastaanottoalueille. Vaihtoehto 0+: massat välivarastoidaan ja kuljetetaan myöhemmin loppusijoitettavaksi ympäristöluvan omaaville pilaantuneiden maiden vastaanottoalueille. Vaihtoehto 1: massat eristetään kalliokaivantoon joko betonoituina tai käsittelemättöminä. Vaihtoehto 2: massat eristetään betonoituina täyttömäeksi. Pilaantuneita maita on alueella arviointiselostuksen mukaan noin 130 000 t.

Ympäristölupa annettiin massanvaihdolle ja osittain eristykselle/peitolle puhtailla massoilla (alueilla, joilla kaivu olisi teknisesti hyvin haastavaa ja kallista alueen halki kulkevan rautatien vuoksi).

Kustannuksista päätöksessä mainitaan verrattaessa radan vieressä olevien pilaantuneiden maiden käsittelyä. Ensimmäisessä vaihtoehdossa (luiskattu kaivanto) radan viereen jää pilaantuneita maamassoja. Vaihtoehtoinen menetelmässä (tuettu kaivanto) kaikki pilaantuneet maat kaivetaan pois. Vaihtoehtojen oleellinen ero on pohjaveden pilaantumisriskissä. Tuettu kaivanto aiheuttaa välittömän pohjaveden pilaantumisriskin, kun taas luiskatun kaivannon aiheuttama riski ilmenee pitkällä aikavälillä ja ei todennäköisesti erotu alueella maaperässä muutenkin olevan lyijyn aiheuttamasta riskistä. Vaihtoehdoista tuettu kaivanto on merkittävästi kalliimpi.

Ympäristöluvan mukaan kaivantoihin kertyvä vesi on tutkittava ja tarvittaessa poistettava esim. imuautoilla tai puhdistettava paikan päällä. Kunnostuksen aikana on tarkkailtava kunnostusalueen ja sen lähiympäristön pohjaveden lyijypitoisuuksia. 500 metrin etäisyydellä entisestä sulatosta annettu marjojen ja puutarhakasvien käyttökielto.

5. Entinen teollisuusalue (D)

Vanhalla teollisuusalueella on ollut monenlaista teollisuutta ja varastotoimintaa 1930-luvulta lähtien. Alueella on ollut mm. liimatehdas, asbestitehdas, sinkittämö ja romuvarastoja. Maaperätutkimuksia on tehty noin 14 hehtaarin alueella, jota ollaan kaavoittamassa uudelleen. Tutkimuksissa todettiin useita erityyppisiä saastuneita kohtia. Muun muassa arseeni-, nikkeli-, lyijy-, sinkki-, syanidi-, öljy-, PAH-yhdisteiden ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet ylittivät paikoin (SAMASE)-raja-arvot. Myös pohjavedessä todettiin kohonneita haitta-ainepitoisuuksia eikä vesi ole juomakelpoista. Saastunutta maata arvioidaan olevan lähes 30 000 m³. Tutkimusraportissa tarkastellaan erilaisia mahdollisia puhdistustekniikoita, mm. kompostointia öljyisille maille, betonointia metallisille maille, eristystä lievästi saastuneille maille sekä voimakkaasti saastuneille polttoa ongelmajätelaitoksella. Myös maan peseminen voi tulla kysymykseen. *In situ* -tekniikoiden käyttö on hankalaa, koska näistä ei ole riittävästi kokemusta ja alue on monin paikoin saastunut useilla eri aineilla samanaikaisesti. Alueen kunnos-

tuksen kokonaiskustannuksiksi on arvioitu noin 20 miljoonaa markkaa (= 3,3 miljoonaa euroa).

Yksi osa aluetta on entisen asbestitehtaan tontti, jonne on suunniteltu rakennettavaksi peruskoulu. Kunnostussuunnitelman mukaan suoritetaan osittain massanvaihdoilla ja osittain peittämällä asbestipitoiset maamassat. Peittokerroksessa käytetään asbestitehtaan purkamisesta syntynyttä murskattua betoni- ja tiilijätettä. Poistettavan asbestipitoisen maa-aineksen määräksi on arvioitu 1500-2500 tonnia.

Kunnostusalue ei sijaitse luokitetulla pohjavesialueella. Pohjaveden pinta on alle 3 m syvyydessä. Pohjavedessä on todettu talousveden laatuvaatimukset ylittäviä pitoisuuksia raskasmetalleja.

Alueen kunnostamiselle on annettujen kahden ympäristöluvan mukaisesti entisen huoltomontun alueelta sekä kadun ja maanalaisten linjojen rakentamisen edellyttämät pilaantuneet maa-ainekset poistetaan ja toimitetaan vastaanottopaikkaan, jolla on lupa kyseisten maa-ainesten käsittelyyn tai loppusijoitukseen. Asbestipitoisten massojen kaivu tulee minimoida kaivamisen aiheuttaman terveysriskin vuoksi. Alue eristetään vähintään 1,5 m paksuisella maa-aineskerroksella tai vaihtoehtoisesti käyttämällä 0,5 m paksuista kerrosta, josta vähintään 0,2 m on maabetonia. Rinnealueilla eristävän kerroksen on oltava vähintään 0,5 m paksuinen. Ennen eristämistä asennetaan huomioverkko erottamaan pilaantuneet maamassat puhtaista. Alueilla, missä tavoitteiden mukaisia eristekerroksia ei voida rakentaa, asbestipitoiset massat poistetaan.

Kunnostussuunnitelmien mukaan alueen pohjaveden puhdistaminen ei ole välttämätöntä, koska sitä ei käytetä talousvetenä. Lisäksi on todettu, että teollisuusalueen pohjavesi on likaantunut laajalta alueelta kunnostuskohteen ulkopuolelta. Maaperän kunnostamisen on arvioitu vaikuttavan vähitellen myönteisesti myös pohjaveden laatuun. Pohjaveden laadun säännöllistä tarkkailua (vähintään kerran vuodessa) on pidetty tarpeellisena, ja todettu, että kun maaperä on puhdistettu kokonaisuudessaan, voidaan pohjaveden puhdistamisen tarpeellisuus arvioida.

Alueen kunnostamisen perusteluna on, että se on välttämätöntä ympäristön- ja terveydensuojelullisesti, koska alueelle rakennetaan koulu. Paikalleen eristämistä perustellaan asbesti liukenemattomuudella, jolloin tiiviitä pinta- tai pohjarakenteita tai pohjaveden suojausjärjestelmiä ei ole tarpeellista rakentaa, eivätkä suotovedet vaadi käsittelyä. Lisäksi suurin terveysriski aiheutuu asbestipitoisen materiaalin pölyämisestä, jota tapahtuisi erityisesti kunnostuksen aikaisen kaivun aikana. Asbestijätteestä ei muodostu kaasuja, joten kaasunkeräilykerros ei ole tarpeen.

Huoltomontusta poistettuja pilaantuneita maita oli yhteensä 4027,50 t. Lisäksi kadun ja muiden rakenteiden edellyttämien kaivettavien massojen kokonaismäärä oli 500-1000 m³, joista pilaantuneita on noin puolet.

6. Toimintansa lopettanut ampumarata (A)

Toimintansa lopettaneen ampumaradan alueelle on suunniteltu rakennettavaksi asuinalue. Alueelle on tehty riskinarviointi, kunnostussuunnitelma ja lyijyllä saastuneiden maiden käsittelystä ympäristövaikutusten arviointi.

Ympäristövaikutusten arviointiohjelman mukaan ampumarata-alueelta kaivettavia lyijypitoisia maamassoja on 125 000 m³, joiden loppusijoittamista YVA:ssa tarkastellaan. Ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa varsinaista 0-vaihtoehtoa ei tarkasteltu, koska hankkeen toteuttamatta jättäminen todettiin olevan mahdotonta maankäytön muutoksen vuoksi. Selostuksen 0-vaihtoehtona esitetäänkin maamassojen kuljettamista ja käsittelyä Ekokem Oy:n ongelmajätelaitoksella. Tämä vaihtoehto ei kuitenkaan ole mahdollinen teknisten ja taloudellisten syiden vuoksi. Varsinaisia vaihtoehtoja selostuksessa on kolme. Ensimmäisessä massat eristetään täyttömäkeen tehokkailla

eristemateriaaleilla. Toisessa massat peitetään täyttömäkeen savi- ja humuskerroksella. Kolmas vaihtoehto on, että lyijyhautit ja luodit erotellaan ennen täyttömäkeen eristämistä. Vaihtoehdot eroavat toisistaan lähinnä riskeiltään ja kustannuksiltaan. Yhteysviranomaisen lausunnossa oli todettu, että maamassojen hyötykäyttömahdollisuuksia, esim. moottoritien melusuojarakenteena, tulee harkita. Selostuksessa tällaisen vaihtoehdon toteuttamista pidettiin vaikeana, koska massojen sijoittaminen vaatisi niin pitkän meluvallin, ettei sille toteuttamisajankohtana ollut tarvetta, ratkaisu olisi kallis, meluste tulisi lähelle asutusta, työaikaiset haitat olisivat erityisjärjestelyiden vuoksi merkittävät ja vesien käsittely olisi hankalaa, sillä se vaatisi monia keräily- ja käsitte-lypisteitä.

Täyttömäkeen eristämisen lisäksi aiemmin oli harkittu seuraavia kunnostusvaihtoehtoja: poltto, peittäminen paikalle, eristäminen muualle (kuin alueelle rakennettavaan täyttömäkeen), märkäerottelu, kemiallinen stabilointi ja kiinteytys. Näitä ei kuitenkaan pidetty toteuttamiskelpoisina.

Riskinarvioinnin, YVA-menettelyn ja muiden tutkimusten perusteella kunnostussuunnitelmassa esitetään pilaantuneiden maiden kaivua ja eristämistä täyttömäkeen. Kunnostussuunnitelman mukainen alustava kokonaiskustannus on noin 23 milj. mk. (3,8 milj. €), josta loppusijoituksen osuus on noin 14 milj. mk (2,3 milj. €). Jos massat vain kuljetetaan ja peitetään täyttömäkeen (ilman suojaavia kalvoja tai eristeitä) kokonaiskustannukset ovat noin 18 milj. mk (3,0 milj. €). Kolmannen vaihtoehdon, jossa lyijyhautit ja luodit erotellaan ennen täyttömäkeen eristämistä, kustannukset ovat 32-33 milj. mk (5,3-5,5 milj. €). Kaikkiin edellä mainittuihin kustannusarvioihin sisältyvät kuljetus, täyttö, eristerakenteet ja maisemointi.

Alue ei sijaitse luokitellulla pohjavesialueella, mutta pohjoispuolella n. 1 km päässä on tärkeä pohjavesialue, jolla sijaitsee varavedenottamo. Tutkimusten perusteella ampumaradan vedet eivät virtaa kohti vedenottamoa. Ampumarata-alueella on kaksi pohjavesikerrosta; ylempi orsivesikerros ja alempi varsinainen pohjavesikerros. Alueella on kallioperän ruhje, mutta haitta-aineiden mahdollista kulkeutumista ruhjetta pitkin ei ole tutkittu. Pohjaveden laadun seurannassa ei havaittu pohjaveden pilaantumista.

Ympäristöluvan mukaan YVA-yhteysviranomaisen toteama lausunnossaan, että esitetyt toteuttamisvaihtoehdot on hyvin samankaltaisia ja siten myös ympäristövaikutuksiltaan samanlaisia. Lausunnon mukaan riskinarvioinnin ja kustannusten perusteella lieenee lyijypitoisten maan eristäminen täyttömäkeen paras ja samalla toteuttamiskelpoisin vaihtoehto. Ympäristölupa on myönnetty tämän mukaisesti. Lupapäätöksen mukaan saastuneen maan käsittelytoiminnan lakattua alue on suljettava asianmukaisesti. Jälkihoitovaiheen aikana alueen tilaa ja rakenteiden kuntoa on seurattava säännöllisin tarkastuksin ja havaitut puutteet on korjattava viipymättä. Lisäksi kaatopaikka-, pinta- ja pohjavesille on laadittava tarkkailuohjelma.

7. Toimintansa lopettanut ampumarata (B)

Toimintansa lopettaneen ampumaradan (B) riskinhallintaratkaisun valinta tuli ajankohtaiseksi, kun alueen halki linjattiin moottoritie. Kohteessa tehtiin ympäristövaikutusten arviointi. Alueella oli noin 63 000 m³ voimakkaasti pilaantuneita maamassoja, joista tulevalle tiealueella oli noin 23 000 m³. Lisäksi tiealueella oli noin 7 000 m³ lievästi pilaantuneita massoja. Lyijyn ohella pilaantunut maa-aines sisältää myös jonkin verran kuparia, sinkkiä, arseenia ja antimonia. Moottoritien rakentamisen pohjavahvistus suunniteltiin tehtäväksi massanvaihdon avulla, jolloin tiealueella oleva pilaantunut maaperä on kunnostettava. Pilaantuneet maamassat oli tarkoitus sijoittaa tiealueelle.

Arviointimenettelyn päävaihtoehtona oli tulevilla tiealueella sijaitsevien pilaantuneiden maamassojen loppusijoittaminen ja eristäminen liittymän silmukkaramppiin. Loppusijoitettavien maamassojen kokonaismäärä on noin 30 000 m³. Tiealueen ulkopuolelle jäävät pilaantuneet maa-ainekset jäävät paikoilleen.

Toisessa vaihtoehdossa koko ampumarata-alueen voimakkaasti pilaantuneet maamassat poistetaan ja tiealueelta tulevat massat sijoitetaan tiealueelle tai sen läheisyyteen, esimerkiksi meluvalleihin. Nollavaihtoehdossa pilaantuneet maamassat jäävät paikoilleen. Liittymä toteutetaan paalutusratkaisuin ja stabilointimenetelmän avulla.

Ympäristövaikutusten arvioinnin perusteella nollavaihtoehto ei ole ympäristön kannalta kestävä ratkaisu ja näin ollen se ei ole toteuttamiskelpoinen. Pilaantuneiden massojen jättäminen paikoilleen aiheuttaa pohjavesien pilaantumisriskin erityisesti paalutustyön yhteydessä, mutta myös pitkällä aikavälillä haulien rapautuessa ja raskasmetallien vapautuessa maaperään. Päävaihtoehto varmistaa, etteivät tiealueella olevat maaperän haitta-aineet rakentamistyön aikana eivätkä sen jälkeen joudu kosketuksiin pohjavesien, pintavesien ja elollisen luonnon kanssa. Vaihtoehtoa on pidetty toteuttamiskelpoisena ja parempana ratkaisuna kuin kunnostamatta jättämistä.

Toinen vaihtoehto on ympäristön kannalta toteuttamiskelpoinen. Toteuttaminen edellyttää kuitenkin, että löydetään ympäristön kannalta turvallinen ja taloudellisesti toteuttamiskelpoinen pilaantuneiden maiden käsittelyratkaisu. Lisäksi myös tiealueen ulkopuolisten pilaantuneille maille tulisi löytyä rahoittaja.

Arviointiselostuksessa todetaan, että hankkeen toteuttamiseen liittyvät pilaantuneen maan haitta-aineista aiheutuvat riskit eivät riskinarvioinnin perusteella ole kovin suuria ja ne voidaan hallita suunnittelun ja tekniikan keinoin, esimerkiksi loppusijoitusalueeseen sijoitettavilla tehokkailla eristemateriaaleilla. Erikseen on tarkasteltu myös epävarmuustekijöitä, lähinnä alueella oleskeluun liittyviä altistustekijöitä.

Ympäristöluvan myönnettiin silmukkarampin sisälle rakennettavalle loppusijoitusalueelle, jonka lupa määrittelee ongelmajätteen kaatopaikaksi. Alueelle saadaan sijoittaa ampumaradan toiminnasta pilaantuneen maa-aineksen, noin 30 000 m³, joka poistetaan suunnitellulta moottoritien tiealueelta. Alueelle ei saa ottaa vastaan muualta peräisin olevia jätteitä, paitsi puhtaita maa- ja kiviaineksia tuki- ynnä muihin rakentamiseen. Muut ympäristöluvan määräykset koskevat muun muassa loppusijoituspaikan pohja- ja pintarakenteita sekä ympäristön pilaantumisen ehkäisemistä kuten päästöjä pinta- ja pohjavesiin sekä ilmaan. Kun alueen pintarakenteet ovat valmistuneet, on loppusijoitusalue suojattava eroosiolta ja maisemoitava nurmettamalla. Alueelle ei saa istuttaa tai muutoin muodostua sellaista kasvillisuutta, jonka juuristo vaarantaisi rakenteiden toimivuuden.

8. Entinen kaatopaikka

Vanha kaatopaikka toimi 1950- ja 1960-luvuilla entisellä hiekanottoalueella. Kaatopaikalle vietiin yhdyskuntajätteen lisäksi jäteöljyä, eläinten ruhoja ja teollisuuslaitosten jätteitä, muun muassa kaasulaitokselta ja margariinitehtaalta. Jätteet sijoitettiin silloisen käytännön mukaisesti noin viiden hehtaarin alueelle sekaisin kuormittain ilman kirjaamista, ja ne peitettiin noin metrin paksuisella maakerroksella.

Alue kaavoitettiin asuinkäyttöön 1970-luvulla ja sinne rakennettiin asuinkerrostaloja, päiväkotia ja päiväkerho- sekä toimistorakennukset. Alueella asui noin 500 ihmistä. Asunnoista osa oli omistusasuntoja ja osa kaupungin vuokra-asuntoja. Maapohjan omistaa kaupunki.

Alueen kunnostustarve todettiin loppuvuodesta 1990-luvun lopussa. Maaperässä havaittiin mm. syanidia ja PAH-yhdisteitä. Kunnostamiselle asetettiin päämääräksi

lopputilanne, jossa maaperästä ei kulkeudu myrkyllisiä aineita tai epäpuhtauksia ihmisen elinpiiriin tai luonnonympäristöön.

Alue ei sijaitse luokitellulla pohjavesialueella eikä alueen pohjavettä käytetä talousvetenä. Paineellinen pohjavesi purkautuu kaatopaikka-alueen eteläpuolella avo-ojiin, ja edelleen puroa pitkin mereen. Orsivesikerroksessa jäljitettiin syanidipitoisuus 0,52 mg l⁻¹ sekä kohonneita pitoisuuksia raskasmetalleja ja PAH-yhdisteitä. Savilinsin alapuolinen pohjavesikerros ei tutkimusten mukaan 'ei ole merkittävästi likaantunut'.

Riskinhallintaratkaisuna päädyttiin esittämään päiväkodin ja suurimman osan asuintaloja purkamista. Maaperä kunnostetaan. Kaatopaikan reunaosilta jätteet ja saastunut maa kaivetaan ja läjitetään kaatopaikan keskelle rakennettavalle eristysalueelle. Jätetäytteen suotovedet ja kaatopaikkakaasut kerätään talteen ja käsitellään. Eristetty jättekasa, jonka korkeus on noin 10 metriä, muotoillaan ja maisemoidaan puistoksi. Pohjavettä ei puhdisteta, mutta eristyksellä pyritään estämään haitta-aineiden leviäminen pohjaveden virtauksen mukana. Jätealueen kuntoa ja päästöjä tarkkaillaan jatkossa. Ympäristölupa on myönnetty esitetylle ratkaisulle.

9. Entinen teollisuusalue (E)

Vanhalla teollisuusalueella (E) on toiminut useita eri yrityksiä, jotka ovat valmistaneet erilaisia metalliesineitä ja suorittaneet metallien pintakäsittelyä. Kaavassa alue on merkitty 'ympäristöhäiriöitä aiheuttamattomien teollisuusrakennusten korttelialueeksi, jolla ympäristöä säilytetään'. Alue on suunniteltu muutettavaksi asuinalueeksi. Alue on yksityisen yrityksen omistuksessa.

Alueen maaperän, orsiveden ja sen halki virtaavan joen sedimentin on todettu saastuneen. Tavallisimmat haitta-aineet ovat raskasmetallit, liuottimet ja syanidi.

Kunnostussuunnitelmassa on selvitetty mahdollisia kunnostusvaihtoehtoja ja vertailtu näiden soveltuvuutta riskinarvioinnin perusteella. Vaihtoehtoina on tarkasteltu massanvaihtoa sekä alueen peittämistä osittain tai kokonaan. Massanvaihto tarkoittaisi sitä, että kaikki massat kaivetaan ja siirretään joko kaatopaikalle tai käsiteltäväksi. Kaivetut lievästi saastuneet massat sijoitetaan kaatopaikalle tai hyötykäytetään maanrakennuksessa ja kaivetut voimakkaasti saastuneet massat käsitellään. Osittaisessa peitossa historiallisesti arvottomat rakennukset puretaan. Saastuneet maa-ainekset poistetaan ja läjitetään kaatopaikalle, minkä jälkeen läjitetyt massat peitetään. Kolmannessa vaihtoehdossa alueen asuinrakentamisesta luovutaan. Historiallisesti arvottomat rakennukset puretaan ja niiden tilalle rakennetaan pysäköintialue. Yksi rakennuksista muutetaan kirjastoksi. Muuten yritystoiminta jatkuu olemassa olevissa rakennuksissa. Saastuneet kohdat peitetään 0,5 m puhtaalla maakerroksella tai asfaltoidaan ja luiskat suojataan eroosiota vastaan suojarakenteilla.

Kunnostussuunnitelmassa on tarkasteltu myös kunnostuksen jälkeiseen tilanteeseen liittyviä riski- ja epävarmuustekijöitä. Näitä ovat muun muassa peittorakenteen kestävyys pitkällä aikavälillä, keinot asfaltoitavien alueiden painumien ehkäisemiseksi, eroosiosuojauksen luotettavuus ja haitta-aineiden leviäminen eliöiden välityksellä ja tästä aiheutuva terveysriski.

Kohteelle on haettu ympäristölupaa, mutta prosessi on vielä kesken.

10. Käytöstä poistettu huoltoasema

Entisen polttoaineiden jakelualueen maaperän ja pohjaveden todettiin olevan siinä määrin polttoaineen likaamia, että kunnostustoimet alueella ovat välttämättömiä. Alue

eella on harjoitettu polttoaineiden kaupallista jakelua ja huoltamotoimintaa usean vuosikymmenen ajan 1990-luvun alkupuoliskolle saakka. Kiinteistön keskiosassa on sijainnut huoltamorakennus, jonka maanpäälliset osat on purettu toiminnan loputtua. Maanpinnan alapuoliset rakenteet, kuten sokkelit, kellari ja rasvamonttu ovat edelleen paikoillaan ja ne on peitetty maa-aineksella. Kiinteistö ei sijaitse luokitellulla pohjavesialueella, eikä läheisyydessä ole yksityisiä talousvesikaivoja.

Kunnostussuunnitelmassa alueen puhdistamiseen soveltuvina menetelminä mainitaan muun muassa massanvaihto ja huokosilmapumppaus. Pohjaveden kunnostukseen soveltuvia menetelmiä ovat mm. pohjaveden poisto massanvaihdon yhteydessä tai jatkuva pohjaveden pumppaus siiviläputkikaivoista. Massanvaihto ja pohjaveden pumpauksen on todettu olevan soveltuvimpia ottaen huomioon kunnostuskohteen luonteen, kuten koon, likaantuneisuuden levinneisyyden, pitoisuustasot ja lika-aineiden luonteen (keskitisleitä). Suunnitelmassa on myös todettu, että maaperässä on jo tapahtunut jossain määrin luontaista puhdistumista. Kunnostuksen jälkeen alueen todetaan soveltuvan viheralueeksi tai liike- ja teollisuuskäyttöön.

Kunnostus toteutettiin massanvaihdon avulla. Maa-aines toimitettiin ongelmajätteen käsittely- tai vastaanottoaikaan. Massanvaihdon yhteydessä pohjavesi puhdistettiin öljynerottimen ja aktiivisuodattimen avulla. Massanvaihdon jälkeen pohjaveden puhdistusta jatkettiin öljynerottimen kautta kunnalliseen viemäriverkostoon, kunnes todettiin, että öljyhiilivetyjen pitoisuudet alueella olivat selvästi alle tavoitetason.

Yhteenveto Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE) –hankkeen 1. sidosryhmäseminaarista

Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE) hankkeen 1. sidosryhmäseminaari pidettiin Suomen ympäristökeskuksessa 30.3.2004. Seminaariin ilmoittautui yhteensä 43 henkilöä, paikalle pääsi muutama vähemmän. Osallistujia oli niin tutkimuslaitoksista, viranomaistahoista, maanomistajista kuin kunnostuksen käytännön toteuttajistakin. Keskustelu seminaarissa oli vilkasta. PIRRE –hankkeelle ja siinä tarkasteltaville asioille tuntui olevan selvä tarve.

Yleisen keskustelun lisäksi seminaarissa käytiin pienryhmäkeskusteluja. Osallistujat oli ennalta jaettu neljään ryhmään, joiden tehtäväksi annettiin pohtia seuraavia kysymyksiä:

1. Mitä ekotehokkuus on tai voisi olla pilaantuneiden maa-alueiden ja pohjavesien osalta?
2. Mitkä ovat nykyiset ekotehokkuuden toteutumisen esteet pilaantuneiden maa-alueiden ja pohjavesien osalta?
3. Miten ekotehokkuus –ajattelu saadaan käytäntöön?
4. Onko nähtävissä erityisongelmia eri pilaantuneiden maa-alueiden ja pohjavesien ongelmakentän osa-alueissa?

Kussakin ryhmässä tarkastelunäkökulma oli hieman eri, yksi ryhmä pohti kysymyksiä ympäristö- ja terveysriskien, toinen päätöksentekomenettelyiden, kolmas osallistumisen ja vuorovaikutuksen ja neljäs taloudellisten vaikutusten osalta. Jaottelusta huolimatta samat teemat toistuivat eri ryhmässä.

Oheessa on esitetty lyhyt yhteenveto keskusteluissa esiin tulleista tärkeimmistä näkökohdista.

Yleistä

Eräissä ryhmässä esitettiin, että ekotehokkuus ei ole käsitteenä selkeä ja vakiintunut ja että sillä saattaa olla yritysmaailmassa jopa negatiivinen leima. Toisaalta toisissa ryhmässä todettiin, että ekotehokkuus on kansainvälisesti vakiintunut käsite ja sisältää taloudellisten ja ympäristövaikutusten suhteen, mutta useimmiten ei sosiaalisia vaikutuksia. Sosiaalista puolta on käytännössä kuitenkin vaikea jättää pois tarkastelusta. Todettiin, että projektin tulisi määritellä, mitä siinä tarkoitetaan ekotehokkuudella ja määritellä myös ekotehokkuustarkastelun aikajänne ja alueellinen ulottuvuus.

1. Mitä ekotehokkuus on tai voisi olla pilaantuneiden maa-alueiden ja pohjavesien osalta?

- Kustannustehokkuutta; mahdollisimman vähäisin kustannuksin riskien mahdollisimman laaja minimointi, josta seuraa tarve kunnostustavoitteiden tapauskohtaiseen määrittelyyn ja alueen käyttötarkoituksen huomioon ottamiseen.
- Kuljetusten ympäristövaikutusten huomioimista, luonnonvarojen käytön optimointia ja energiankäytön minimointia. Näin ollen esim. luonnon omat puhdistusprosessit pitäisi hyväksyä osana puhdistamista, jos ne tapahtuvat järkevän ajan puitteissa. *In-situ* -menetelmiä kehittämällä ekotehokkuutta voidaan edistää.

- Todellisten riskien poistamista ilman yli- tai alilyöntejä. Alue tulisi myös saattaa kerralla kuntoon. Kuitenkin aina on toimittava sen hetkisen tietämyksen mukaan, ja saattaa olla tilanteita, joissa tietyn alueen kunnostukseen joudutaan palaamaan, vaikka alunperinkin olisi pyritty tekemään kunnostus mahdollisimman hyvin.
- Pilaantuneiden maiden hyötykäyttöä.
- Yhteiskunnallisen kokonaishyödyn ja mahdollisimman monien seurausvaikutusten huomioon ottamista. Näillä tarkoitetaan myös pitkäaikaisia (seuranta ja ylläpito) ja kohteen ulkopuolisia ympäristö- ja terveysvaikutuksia.
- Riskien perusteella tapahtuvaa priorisointia ja päätöksiä siitä, minne kunnostustoimenpiteet kannattaa ensisijaisesti kohdentaa koko maan laajuisesti ja erilaiset maankäyttömuodot huomioon ottaen.
- Maankäytön huomioon ottamista riskinhallinnassa ja kaavoituksen järjeistämistä, sillä on epätehokasta kunnostaa alueita pieninä palasina. Esimerkiksi pelkkä parkkipaikkojen sijoittelu auttaisi tilannetta, ja tiettyjä kohteita voitaisiin jättää kunnostamatta.
- On huomioitava, että kaupungissa ei voida vaatia yhtä puhdasta ympäristöä kuin maaseudulla. Toisaalta, onko väliä, mistä haitta-aineet ovat peräisin? Ts. mitä jos luontaiset tausta-pitoisuudet ovat yhtä korkealla tasolla kuin saastumisen aiheuttamat pitoisuudet? Onko silloinkin kunnostettava? Riskien toteutuminen kun ei katso haitta-aineiden lähdettä.

2. Mitkä ovat nykyiset ekotehokkuuden toteutumisen esteet pilaantuneiden maalueiden ja pohjavesien osalta?

- Kiire, kunnostus halutaan yleensä tehdä nopeasti ja mahdollisimman alhaisin kustannuksin.
- Kaatopaikkasijoitus 'liian' helppoa, tehokkaat vaihtoehtoiset käsittelymenetelmät puuttuvat tai niiden kustannukset ovat suuret.
- Kaatopaikkojen vaihteleva hinnasto: pilaantunutta maata kannattaa kuljettaa joskus kauas, jos lähin vastaanottopaikka on kallis.
- Vastuukysymykset: "in situ" -puhdistusmenetelmiä käytettäessä maanomistaja ei vapaudu vastuusta samalla tavoin kuin massanvaihdoissa.
- Yleisesti hyväksyttyjen arviointimenetelmien puute saattaa johtaa liialliseen varovaisuuteen kunnostuksissa, jos/kun riskinarvioinnin tuloksia ei oteta huomioon kunnostuspäätöksiä tehtäessä.
- Suunnitteluvaiheen aliarviointi ja riittämättömät alkututkimukset. Hyvin suunniteltu ja tutkittu on puoliksi tehty ja säästää usein loppujen lopuksi kustannuksissa.
- Tiedon puute ja ylivarovaisuus estävät luovuuden ratkaisuvaihtoehtojen etsinnässä.
- Lainsäädännössä ei aseteta velvoitetta ottaa ekotehokkuutta huomioon.
- BAT –käsite tulisi saattaa paremmin käytännön toimiin.
- Taloudellisen ohjauksen puuttuminen.
- Erot alueellisten ympäristökeskusten päätöksissä.
- Kaavamaiset ja joustamattomat lupamenettelyt.
- Median rooli, ympäristön paine ja maanomistajan halu suojella julkisuuskuvansa voivat johtaa myös siihen, että kunnostetaan tarpeettoman laajasti.
- Eri toimijoiden ristiriitaiset intressit.

3. Miten ekotehokkuus –ajattelu saadaan käytäntöön?

- Lisäämällä tietoa ja ymmärrystä käyttökelpoisista riskinhallintaratkaisuksista esimerkiksi koulutuksen avulla. Koulutusta tulisi suunnata viranomaisille, mutta myös muille toimijoille
- Ottamalla käyttöön kokonaisvaltainen riskinarviointi.
- Panostamalla kunnostuksen suunnitteluun.
- Lisäämällä tietoa riskinhallintaratkaisuiden välillisistä ympäristövaikutuksista.
- Kehittämällä päätöksentekojärjestelmiä.
- Kehittämällä taloudellista ohjausta (esim. veroratkaisut tai tuet vaihtoehtoisille käsittelymenetelmille).
- Lisäämällä suunnitelmallisuutta tiedottamiseen ja osallistamiseen. Varhainen riskikommunikaatio viranomaisten ja suunnittelijoiden sekä myös asukkaiden välillä on tärkeää.
- Tarkastelemalla kunnostushankkeita kokonaisvaltaisesti ja suhteuttamalla isot ja pienet riskit.
- Yleisesti hyväksyttyjen arviointimenetelmien kehittäminen, riskinarvioinnin standardointi.

4. Onko nähtävissä erityisongelmia eri pilaantuneiden maa-alueiden ja pohjavesien ongelmakentän osa-alueissa?

- Kustannuksista ei ole kunnollista käsitystä, siksi kustannusten ennakoointi ja niihin varautuminen vaikeaa. Lisäksi ei ole riittävästi tietoa, miten rahamääräistetään ympäristö- ja terveysriskejä ja välillisiä ympäristövaikutuksia.
- Nykyisin terveysriskejä pidetään merkittävänä vain silloin, kun pohjavesi on talouskäytössä. Kuitenkin pohjaveden pilaamiskielto pätee muuallakin kuin luokitelluilla pohjavesialueilla
- Olisiko STM:n talousveden raja-arvojen lisäksi tarve valtakunnallisesti yhtenäisille ohjearvoille ja näytteenotto-ohjeille pohjaveden pilaantuneisuustutkimuksiin?
- Jos hydrogeologiset lähtötiedot ovat riittämättömät, saattavat maaperän kunnostustoimenpiteet saattaa aiheuttaa pohjaveden pilaantumista. Myös riittämättömin lähtötiedoin tehdyn riskinarvioinnin perusteella tehty kunnostus saattaa johtaa huonompaan tilanteeseen.
- Eräs ongelma on kunnostamisen tueksi saatavan valtion rahoituksen niukkuus.
- Vuorovaikutuksen ja riskikommunikaation järjestäminen on taitolaji.
- Julkisuus suurentee helposti riskejä, jolloin joudutaan riskinhallinnan kannalta vaikeisiin tilanteisiin.

Suomessa vireillä olevat ja päättyneet YVA-hankkeet, jotka liittyvät pilaantuneiden alueiden kunnostamiseen

Vireillä olevat hankkeet:

- Ekokem-Palvelu Oy Kellahden jätteenkäsittelyalue, Pori
- UPM-Kymmene Oyj:n teollisuuskaatopaikka, Valkeakoski
- Lassila & Tikanoja Oyj:n kierrätyspuisto (jätteenkäsittelykeskus), Virrat
- Kuusakoski Oy:n Airakselan kierrätyslaitos, Karttula
- Rouskis Oy Korvenmäen jäteaseman toimintojen laajentaminen, Salo
- Pilaantuneiden maiden käsittelykeskuksen ympäristövaikutusten arviointi, Hämeenlinna

Päättyneet hankkeet:

- Hallavaaran käsittelykeskus, Köyliö
- Pilaantuneiden maiden käsittelykeskus, Risten, Lohja
- Riikinnevan jätelaitos, Leppävirta
- Peltomäen pilaantuneiden maiden käsittelykeskus, Iisalmi
- Mikkelin seudun jätteiden loppusijoittaminen, Mikkeli
- Ympäristömassojen kierrätys- ja käsittelykeskus, Anjalankoski
- Kujalan jätekeskuksen kehittäminen
- Toikansuon pilaantuneiden maiden loppusijoitusalue, Lappeenranta
- Forssan Kiimassuon jätteidenkäsittelyalueen laajennushankkeet
- Ekokem Oy Ab:n käsittely- ja varastointialueiden laajennus, Riihimäki
- Pilaantuneiden maiden sijoitus Tuosaan, Lappeenranta
- ASJ Stormossen Oy, Jätteenkäsittelykeskuksen parantaminen, Mustasaari
- Kemi-Tornio seudun jätehuoltolaitos, Kemi, Keminmaa, Tervola, Tornio, Ylitornio
- Saastuneiden maiden esikäsittely siirrettävällä pesulaitteistolla, Riihimäki
- Etelä-Karjalan Jätehuolto Oy:n jätehuoltoalue, Joutseno
- Kymenlaakson alueellinen jätekeskus, Anjalankoski
- Savon Voima Oy:n erityiskaatopaikka, Siilinjärvi

Lähde: Valtion ympäristöhallinto, 2004

Kuvailulehti

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus	Julkaisuaika Joulukuu 2004
Tekijä(t)	Sorvari, Jaana, Antikainen, Riina (toim.)	
Julkaisun nimi	Katsaus pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan nykykäytäntöihin	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	www.ymparisto.fi/SYKE > Julkaisu > Monistesarja	
Tiivistelmä	<p>Raportissa esitetään ns. PIRRE-hankkeen (Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus) esiselvityksen ja hankkeen yhteydessä pidetyn sidosryhmäseminaarin tulokset. Esiselvitys toteutettiin käymällä läpi kymmenen suomalaisen pilaantumistapauksen aineistoa sekä aiheeseen liittyvää kirjallisuutta. Aineistoa täydennettiin asiantuntijahaastatteluilla. Selvityksen mukaan useat maat ovat omaksuneet riskiperustaiset käytännöt pilaantuneiden maa-alueiden hallintaa koskevassa päätöksenteossa. Suomessa päätöksiä ohjataan lähinnä oikeushallinnollisin keinoin. Taloudellisia ohjauskeinoja on toistaiseksi käytössä vain vähän. Riskinhallintapäätökset pohjautuvat pitkälti riskien ja kustannusten arvioinnissa saatuihin tuloksiin. Suomessa on vain harvoin otettu kattavasti huomioon toimintavaihtoehtojen kokonaisympäristövaikutuksia. Kunnostustavoitteet on usein asetettu yleisten ohjeiden ja laatuvaatimusten mukaisiksi. Lisäksi riskien ja kustannusten arvioinnissa käytettävät menetelmät ovat maassamme suurelta osin vakiintumattomia ja arviointien raportointi usein riittämätöntä. Monissa tapauksissa pohjaveden kunnostaminen on osoittautunut ongelmalliseksi ja kalliiksi johtuen usein riittämättömistä kohdetiedoista ja suunnitteluvirheistä. Nämä puutteet samoin kuin maan kaivulle vaihtoehtoisten menetelmien vähäinen käyttö, taloudellisten ohjauskeinojen puuttuminen ja pilaantuneiden sekä käsiteltyjen maa-ainesten vähäinen hyötykäyttö ovat johtaneet siihen, että pilaantuneiden alueiden kunnostus ja muu riskinhallinta ei aina ole toteutunut ekotehokkaasti. Ekotehokkuuden saavuttaminen edellyttää uusien menetelmien kehittämistä ja käyttöön ottoa hallinnollisten ja taloudellisten ohjauskeinojen, riskin-, vaikutus- ja kustannusarvioinnin sekä osallistumis- ja viestintäkäytäntöjen osalta. Etenkin ympäristö- ja terveysriskien ja kunnostuksen kokonaisympäristövaikutusten arvioimiseksi tarvitaan lisäksi Suomen olosuhteisiin soveltuvia taustatietoja.</p>	
Asiasanat	maaperän saastuminen, pohjavesi, vesien saastuminen, ekotehokkuus, ohjauskeinot, riskinhallinta, kunnostus, menetelmät, riskit, viestintä	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristökeskuksen moniste 316	
Julkaisun teema	-	
Projekti-hankkeen nimi ja projektin numero	Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE)	
Rahoittaja/toimeksiantaja	Ympäristöklusterin tutkimusohjelma	
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot	Suomen ympäristökeskus, Helsingin yliopisto, Tampereen yliopisto, Tampereen aluetyöterveyslaitos	
	ISSN 1455-0792	ISBN 952-11-1909-8
	Sivuja 82	Kieli Suomi
	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta -
Julkaisun myynti/jakaja	Suomen ympäristökeskus, Tutkimusosasto, PL 140, 00251 Helsinki, p. 09-403 000)	
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki	
Painopaikka ja -aika		
Muut tiedot		

Presentationssblad

Utgivare	Finlands miljöcentral	Datum December 2004
Författare	Sorvari, Jaana, Antikainen, Riina (red.)	
Publikationens titel	Översikt av nuvarande praxis i riskkontrollen av förorenade jordområden	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	www.ymparisto.fi/SYKE > Julkaisut > Monistesarja	
Sammandrag	<p>Denna rapport presenterar resultaten av en förutredning och ett seminarium mellan intressenter i det sk. PIRRE-projektet (PIRRE = Ekoeffektiviteten hos riskkontrollen av jord och grundvatten). Förutredningen genomfördes genom att gå igenom materialet från tio framkomna föroreningsfall samt inhemsk och utländsk litteratur i ämnet. Materialet kompletterades med intervjuer av experter. Enligt utredningen har många länder antagit riskbaserad praxis när de beslutar om kontrollen av förorenade jordområden. I Finland beslut styrs med rättsadministrativa metoder. Tillsvidare används få ekonomiska styrmedel. Som hjälpmedel har man använt bl.a. olika beslutsanalytiska verktyg (decision support tools) och kvantitativa riskbedömningsmodeller. I Finland har man sällan på ett omfattande sätt tagit i beaktande verksamhetsalternativens helhetsmiljökonsekvenser. Riskkontrollbesluten grundar sig i stor utsträckning på resultat som man fått vid bedömningen av miljö- och hälsorisker samt kostnader. De metoder som då används är i vårt land till stor del obefästa och rapporteringen av bedömningarna är ofta otillräcklig. Restaureringsmålen ställs ofta enligt allmänna riktvärden och kvalitetskrav. Grävning kopplad med slutplacering eller behandling av avfall är fortfarande den populäraste restaureringsmetoden. I många fall har restaureringen av grundvattnet visat sig vara problematisk och dyr på grund av otillräckliga data om målet och planeringsmisstag. Dessa brister samt den obetydliga användningen av alternativa metoder till grävning, avsaknaden av ekonomiska styrmedel och det ringa utnyttjandet av svagt förorenad mark, har lett till att restaureringen av förorenad mark och annan riskkontroll inte alltid har genomförts ekoeffektivt. Den nuvarande strikta normstyrningen kan också delvis förhindra att ekoeffektiva lösningar realiserar. För att uppnå ekoeffektivitet förutsätts alltså att nya metoder utvecklas och tas i bruk när det gäller administrativa och ekonomiska styrmedel, bedömning av risker, konsekvenser och kostnader samt deltagande och kommunikationspraxis. I synnerhet för att kunna bedöma miljö- och hälsorisker och helhetsmiljökonsekvenser behövs dessutom bakgrundsfakta som lämpar sig för finska förhållanden.</p>	
Nyckelord	förorening av mark, grundvatten, vattenförorening, ekoeffektivitet, styrmedel, riskhantering, restaurering, metoder, risker, kommunikation	
Publikationsserie och nummer	Suomen ympäristökeskuksen moniste 316	
Publikationens tema	-	
Projektets namn och nummer	Miljökluster forskningsprogramme	
Finansiär/ uppdragsgivare		
Organisationer i projektgruppen	Finlands miljöcentral, Helsingfors Universitet, Tampere Univesitet, Tammerfors regioninstitut för arbetshygien	
	ISSN 1455-0792	ISBN 952-11-1909-8
	Sidantal 82	Språk Finska
	Offentlighet Offentlig	Pris
Beställningar/ distribution	Finlands miljöcentral, Forskningsavdelningen, PB 140, 00251 Helsingfors, tel. 09-403 000	
Förläggare	Finlands miljöcentral, PB 140, 00251 Helsingfors	
Tryckeri/ tryckningsort och -år		
Övriga uppgifter		

Documentation page

Publisher	Finnish Environment Institute	Date December 2004
Author(s)	Sorvari Jaana, Antikainen, Riina (eds.)	
Title of publication	Risk management on contaminated sites – a review on current practices	
Parts of publication/ other project publications	www.ymparisto.fi/SYKE >Julkaisut > Monistesarja	
Abstract	<p>This report presents the results from the preliminary study of so called PIRRE –project (Eco-efficient risk management of contaminated soil and groundwater). A summary from the seminar held for project's interest groups is also included. The source material used in this study consisted of data on ten Finnish contaminated sites (such as environmental permits, remediation plans and reports on risk analyses), domestic and foreign literature and expert interviews. According to the study, many countries apply risk-based practices in the decision making on contaminated sites. In Finland, the decisions are mainly controlled by legislation and some policy guidelines. Only few economic instruments exist in Finland. Decisions on risk management solutions are usually based on health and environmental risks and estimated costs, but the overall environmental impacts of different risk management options are generally not taken into account. Remediation targets are normally set accordant with generic guideline values and quality standads. The methods applied in risk analyses are still mainly unestablished and reporting on the performed analyses is often insufficient. In many cases, remediation of groundwater has been problematic and expensive, mainly due to inadequate site information and planning mistakes. These deficiencies as well as the low utilization rate of in situ remediation methods, lack of economic instruments and low recycling rate of contaminated and treated soil have led to a situation in which remediation and other risk management of contaminated sites have not always been eco-efficient. New policy instruments, economic instruments as well as methods of risk assessment, environmental impact assessment, cost analysis, and risk communication must be developed and introduced in order to achieve eco-efficiency. Especially analyses concerning health and environmental risks and life cycle environmental impacts need updated background information relevant for Finnish circumstances.</p>	
Keywords	soil pollution, groundwater, water pollution, eco-efficiency, control methods, risk management, remediation, methods, communication	
Publication series and number	Suomen ympäristökeskuksen moniste 316	
Theme of publication	-	
Project name and number, if any	Eco-efficient risk management of contaminated sites and groundwater (PIRRE)	
Financier/ commissioner	Environmental Cluster Programme	
Project organization	Finnish Environment Institute, University of Helsinki, University of Tampere, Tampere Regional Institute of Occupational Health	
	ISSN 1455-0792	ISBN 952-11-1909-8
	No. of pages 82	Language Finnish
	Restrictions public	Price -
For sale at/ distributor	Finnish Environment Institute, Research Department, P.O. Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland, tel. +358 9 403 000	
Financier of publication	Finnish Environment Institute, P.O. Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland	
Printing place and year		
Other information		

ISBN 952-11-1909-8 (PDF)
ISSN 1455-0792

